

Overleving, trek en overwintering van scholekster, kievit, tureluur en grutto

Leo W. Bruinzeel (redactie)



Vogeltrekstation

Centrum voor vogeltrek en -demografie
Dutch Centre for Avian Migration & Demography
Postbus 40, 6666 ZG Heteren, Nederland

Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK



ALTERRA



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit



rijksuniversiteit
groningen

Directie Kennis en Innovatie, maart 2010

© 2010 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DKI nr. 2010/dk128W
Ede, 2010

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan per e-mail worden besteld bij r.j.j.hendriks@minlnv.nl onder vermelding van code 2010/dk128W en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Leo W. Bruinzeel (redactie)

M.m.v. Jan van der Kamp, Leo Zwarts en Eddy Wymenga (Altenburg & Wymenga), Pascaline Le Gouar, Hans Schekkerman en Henk van der Jeugd (Centrum voor vogeltrek en demografie, NIOO), Rosemarie Kentie, Pedro Lourenço, Jos Hooijmeijer en Theunis Piersma (Centre for Ecological and Evolutionary Studies, Rijksuniversiteit Groningen), David Kleijn (Alterra, Wageningen), Leo W. Bruinzeel (Altenburg & Wymenga)

Foto omslag Benny Klazenga

Druk Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Directie Kennis en Innovatie
Bedrijfsvoering/Publicatiezaken
Bezoekadres : Prins Clausplein 8, 2595 AJ 's-Gravenhage
Postadres : Postbus 20401, 2500 EK 's-Gravenhage
Telefoon : 070 - 378 68 68
Fax : 070 - 378 61 81

Voorwoord

De meest recente versie van de kennisagenda van de kenniskring weidevogellandschap is opgebouwd langs de lijnen van de verschillende fasen in de levenscyclus van weidevogels: aankomst en vestiging, nest/broedfase, kuikenfase, voorbereiding najaarstrek, herfsttrek en rui, overwintering en voorjaarstrek. In het project dat aan dit rapport ten grondslag lag, is de trek- en overwinteringfase onderwerp van studie geweest. De verliezen tijdens de trek en overwintering zijn relatief klein. De achteruitgang moet voornamelijk gezocht worden in de achterblijvende reproductie en de factoren die daarmee samenhangen. De inspanningen die we in ons land leveren zijn dus cruciaal voor het duurzaam in stand houden van de hier onderzochte weidevogelpopulaties. Er moeten meer kuikens volwassen kunnen worden. Daarvoor is een forse omslag in het weidevogelbeleid nodig in de vorm van concentratie van de inspanningen in zorgvuldig gekozen gebieden. Het adagium is: niet langer overal net te weinig doen, maar in plaats daarvan, tenminste op bepaalde plekken voldoende.

De kenniskring weidevogellandschap zal voortgaan met het ontwikkelen, praktijkrijp maken en verspreiden van de daarvoor benodigde kennis. Heel concreet is er momenteel vooral behoefte aan het bereiken van consensus over de plekken binnen onze landsgrenzen waar de inzet op weidevogelbeheer primair geconcentreerd zal moeten worden. Dit zijn de zogenaamde weidevogelkerngebieden.

De uitvoerende partijen in het weidevogelbehoud (provincies, agrarische natuurverenigingen, terreinbeheerders, vrijwilligers) krijgen met deze publicatie wederom een scherper beeld met betrekking tot de oorzaak van de achteruitgang van de weidevogels. Maar belangrijker nog is de conclusie ten aanzien van de plaats waar de oplossing geleverd moet worden: in Nederland.

DE DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS
Dr. J.A. Hoekstra

Verantwoording

Aan dit rapport hebben een aantal onderzoekers en instituten meegewerkt. De projectleiding werd verzorgd door Leo Bruinzeel en Eddy Wymenga (Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, A&W). De overlevingsanalyses (hoofdstuk 3) zijn uitgevoerd door Pascaline Le Gouar, Henk van der Jeugd en Hans Schekkerman (Centrum voor vogeltrek en demografie van het NIOO) en Rosemarie Kentie (Centre for Ecological and Evolutionary Studies van de Rijksuniversiteit Groningen, RUG). Onderzoek naar het belang van rijstcomplexen op het Iberische schiereiland (box 4, hoofdstuk 8) zijn uitgevoerd door Pedro Lourenço, Jos Hooijmeijer en Theunis Piersma (RUG). Onderzoek naar de ecologie van grutto's in West-Afrika (hoofdstuk 9) is uitgevoerd door Jan van der Kamp en Leo Zwarts (A&W) en David Kleijn (Alterra, WUR). De analyse van de doortrek en overwinteringsgebieden (hoofdstuk 2), en de synthese en de rapportage zijn uitgevoerd door Leo Bruinzeel (A&W). Verspreidingskaarten zijn gemaakt door Franske Hoekema en Lucien Davids (A&W).

Citatie

[Hs 2] Bruinzeel, L.W. & P. Lourcenco (2009). Doortrek en overwinteringsgebieden. *In*: Bruinzeel L.W. (ed.). 2009. Overleving, trek en overwintering van scholekster, kievit, tureluur en grutto. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

[Hs 3] Le Gouar, P., R. Kentie, H. Schekkerman & H.P van der Jeugd (2009). Overlevingsanalyse weidevogels. *In*: Bruinzeel L.W. (ed.). 2009. Overleving, trek en overwintering van scholekster, kievit, tureluur en grutto. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

[Hs 8] Lourenço, P., J. Hooijmeijer, T. Piersma (2009). Voedselecologie van de grutto in Zuid-europese rijstvelden. *In*: Bruinzeel L.W. (ed.). 2009. Overleving, trek en overwintering van scholekster, kievit, tureluur en grutto. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

[Hs 9] Van der Kamp, J., L.Zwarts & D.Kleijn (2009). Het belang van West-Afrikaans rijstvelden voor de grutto.. *In*: Bruinzeel L.W. (ed.). 2009. Overleving, trek en overwintering van scholekster, kievit, tureluur en grutto. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

Voor het gehele rapport en overige hoofdstukken: Bruinzeel L.W. (ed.). 2009. Overleving, trek en overwintering van scholekster, kievit, tureluur en grutto. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

Leeswijzer

Het rapport is in drie delen opgebouwd. Na een algemene inleiding (hoofdstuk 1) volgt het eerste deel dat de gebieden (hoofdstuk 2) en de overleving (hoofdstuk 3) behandelt. In het tweede deel worden per soort de belangrijkste bevindingen op een rij gezet (hoofdstuk 4-7). In het derde deel behandelen we *case-studies* van de grutto, de soort waarvoor de trekecologie veruit het best bekend is. Het rapport sluit af met een synthese en aanbevelingen. Gezien het internationale karakter van deze studie, hebben we ervoor gekozen om in sommige gevallen de boven- en onderschriften van tabellen en figuren te voorzien van zowel een nederlandse als een engelse uitleg.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	9
1.1	Aanleiding	9
1.2	Vraagstelling	9
1.3	Aanpak: individuele overleving, doortrek- en overwinteringsgebieden, en biogeografische populaties	10
 Deel 1 Overleving & Gebiedsanalyse		
2	Doortrek- en overwinteringsgebieden	17
2.1	Inleiding	17
2.2	Vraagstelling	17
2.3	Methode	18
2.3.1	Beschermde status van het gebied	18
2.4	Resultaten	20
2.4.1	Gebieden	20
2.5	Discussie	21
 3	 Overlevingsanalyse weidevogels	 29
3.1	Inleiding	29
3.2	Vraagstelling	29
3.3	Methode	29
3.3.1	Data	29
3.3.2	Methode algemeen	30
3.3.3	Modellen	31
3.4	Resultaten	32
3.4.1	Jaarlijkse overlevingskansen	34
3.4.2	Seizoensafhankelijke overleving	40
3.4.3	Weidevogel overleving in perspectief	46
3.5	Samenvatting van de resultaten	51

Deel 2 Soortbesprekingen

4	Scholekster	55
4.1	Biogeografische populatie	55
4.2	Overleving	55
4.3	Key-sites	56
4.4	Bedreigingen	59
4.5	Discussie	59
5	Kievit	61
5.1	Biogeografische populatie	61
5.2	Overleving	61
5.3	Key-sites	62
5.4	Discussie	66
6	Tureluur	67
6.1	Biogeografische populatie	67
6.2	Overleving	67
6.3	Key-sites	68
6.4	Bedreigingen	71
6.5	Discussie	71
7	Grutto	73
7.1	Biogeografische populatie	73
7.2	Biogeografische populaties	73
7.3	Overleving	74
7.4	Key-sites	74
7.5	Discussie	77

Deel 3 Detailstudies en sythese

8	Voedseleecologie van de grutto in Zuid-Europese rijstvelden	81
8.1	Inleiding	81
8.2	Vraagstelling	81
8.3	Methode	81
8.4	Resultaten	84
8.5	Discussie	90
9	Het belang van West-Afrikaanse rijstvelden voor de grutto	95
9.1	Kerngebieden van overwinterende grutto's in West-Afrika	95
9.2	Wegtrek uit Nederland en aankomst in West Afrika	96
9.3	Gruttoverspreiding in de West-Afrikaanse kerngebieden	97
10	Synthese, conclusies en aanbevelingen	99
10.1	Aanbevelingen	103
	Literatuur	105
Bijlage 1	<i>Key- sites</i> geordend naar land en gebied	112
Bijlage 2	Aanvullende figuren bij hoofdstuk 3 (additional figures for chapter 3)	119
Bijlage 3	Detailed model structure (chapter 3)	123

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De Nederlandse weidevogelpopulaties zijn van groot internationaal belang maar bevinden zich al langere tijd in een sterk neergaande trend. Om deze neerwaartse spiraal te keren worden veel inspanningen gedaan op het gebied van beleid, beheer en onderzoek. Wat dat laatste betreft is er bij onderzoekers, agrariërs, terreinbeheerders, provincies en mensen in het onderwijs behoefte aan kennis die bij kan dragen tot het verbeteren van de weidevogelstand, aangestuurd door de Kenniskring Weidevogels. De kennis noodzakelijk voor effectief herstel van weidevogelpopulaties kan alleen plaatsvinden als er inspanningen geleverd worden over een breed terrein, waarbij alle facetten van de levenscyclus van de betrokken vogelsoorten wordt belicht. De toe- en afname van vogelpopulaties wordt gestuurd door sterfte (overleving) en nieuwe aanwas (reproductie). Tijdens de trek en overwintering van de weidevogels vindt een belangrijk deel van de sterfte plaats. Er is dan ook alle reden om – naast de inspanningen in het broedgebied in Nederland – ook aandacht te besteden aan de situatie buiten het broedseizoen.

Vanuit die context heeft de Directie Kennis van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit aan Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv gevraagd om onderzoek uit te voeren naar de overleving van de vier belangrijkste Nederlandse weidevogelsoorten (grutto, kievit, tureluur, scholekster). Altenburg & Wymenga is hiervoor een samenwerking aangegaan met het centrum voor vogeltrek en demografie van het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (NIOO), het *Centre for Ecological and Evolutionary Studies* (CEES) van de Rijksuniversiteit Groningen (RUG) en Alterra (Wageningen). Naast het schatten van de overleving wil de Directie Kennis aandacht voor knelpunten langs de trekroute en in het overwinteringsgebied.

1.2 Vraagstelling

Dit project is bedoeld om een beter inzicht te krijgen in de overlevingskansen van de in Nederland broedende weidevogels tijdens trek en overwintering, en in de mate waarin deze overleving van invloed is op de populaties. Het onderzoek spitst zich toe op vier weidevogelsoorten (scholekster, kievit, tureluur en grutto). Dit zijn alle soorten waar Nederland een grote internationale verantwoordelijkheid voor draagt en die in Nederland nog steeds in belangrijke aantallen voorkomen. Daarnaast hebben deze soorten een onderling vergelijkbare ecologie en een zekere mate van biologische verwantschap. De vragen die vanuit de directie Kennis naar voren kwamen zijn:

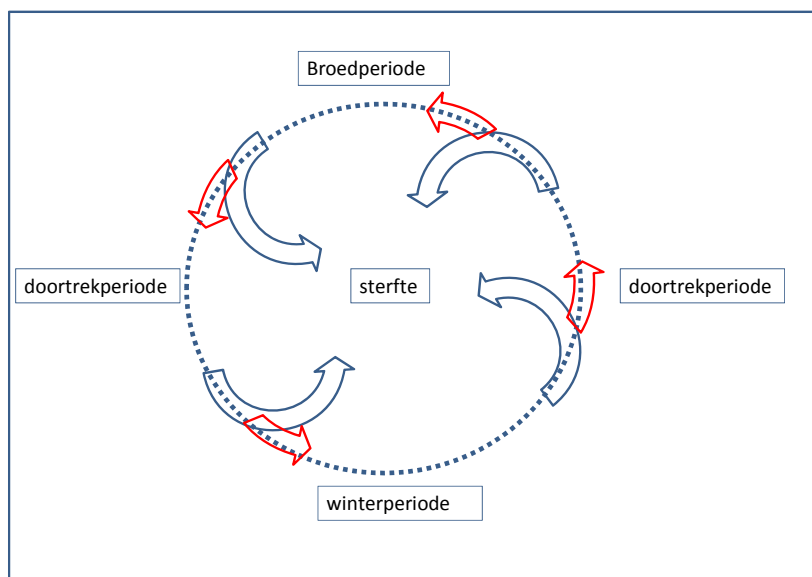
- Wat is de mortaliteit tijdens de trek voor de vier belangrijkste weidevogels: grutto, kievit, tureluur en scholekster?
- In welke mate zijn nog steeds voldoende geschikte biotopen als rustgebied tijdens de trek aanwezig? Voor de grutto is hierover het een en ander bekend. Hoe zit het met kievit, tureluur en scholekster?
- Hoe groot is de mortaliteit in de broedtijd en tijdens overwintering?
- Hebben er zich in de overwinteringsgebieden belangrijke veranderingen voorgedaan (voedselaanbod, jacht, toxische stoffen)? Wat zijn de consequenties

- hiervan voor het gewicht van de volwassen vogels op het moment van terugkeer naar het broedgebied?
- Is dit effect relevant voor de overlevingskansen en het broedsucces? Wat zijn de populatiedynamische consequenties?
 - Recente inzichten wijzen op een mogelijk conflict van overwinterende grutto's met landbouw in West-Afrika. Vanwege de schade die grutto's toebrengen aan rijstvelden worden ze in sommige gebieden intensief bejaagd. Hoe kan het negatieve effect daarvan beperkt worden?
 - Hoe is de situatie in dit opzicht voor de andere drie soorten, namelijk de kievit, de tureluur en de scholekster?

1.3 Aanpak: individuele overleving, doortrek- en overwinteringsgebieden, en biogeografische populaties

Individuele overleving

Centraal in dit rapport staat de individuele overleving, dat is de jaarlijkse kans dat een individu overleeft naar het daarop volgende jaar. De overlevingskans en het reproductief succes zijn de belangrijkste *life-history* parameters van een soort. Onder *life-history* parameters worden verstaan de variabelen die vanuit de optiek van de populatiedynamica het leven van een vogel vormgeven. Uit een groot aantal studies weten we dat de reproductie van weidevogels sterk achterblijft en dat de aanwas onvoldoende is om de populatie op peil te houden. Deze berekeningen gaan vaak uit van een bepaalde aanname van de overlevingskans. In dit rapport presenteren we gedetailleerde overlevingskansen, waardoor dit soort berekeningen gedetailleerder kunnen worden uitgevoerd. Daarnaast splitsen we (indien mogelijk) de jaarlijkse overleving op in een schatting voor de overleving in de broedtijd en buiten de broedtijd (zie figuur 1.1), en zodoende kunnen we onderzoeken in welke periode in het jaar de sterfte vooral optreedt. Naast de overlevingsberekeningen hebben we de terugmeldingen op kaart gezet. Het beeld dat uit de terugmeldingen ontstaat geeft helaas altijd een licht vertekend beeld. Het geeft immers alleen weer waar vogels dood gaan, en niet waar ze succesvol overleven (het kan bijvoorbeeld juist de locaties aangeven waar veel jagers wonen, en niet zozeer waar veel kieviten zitten).

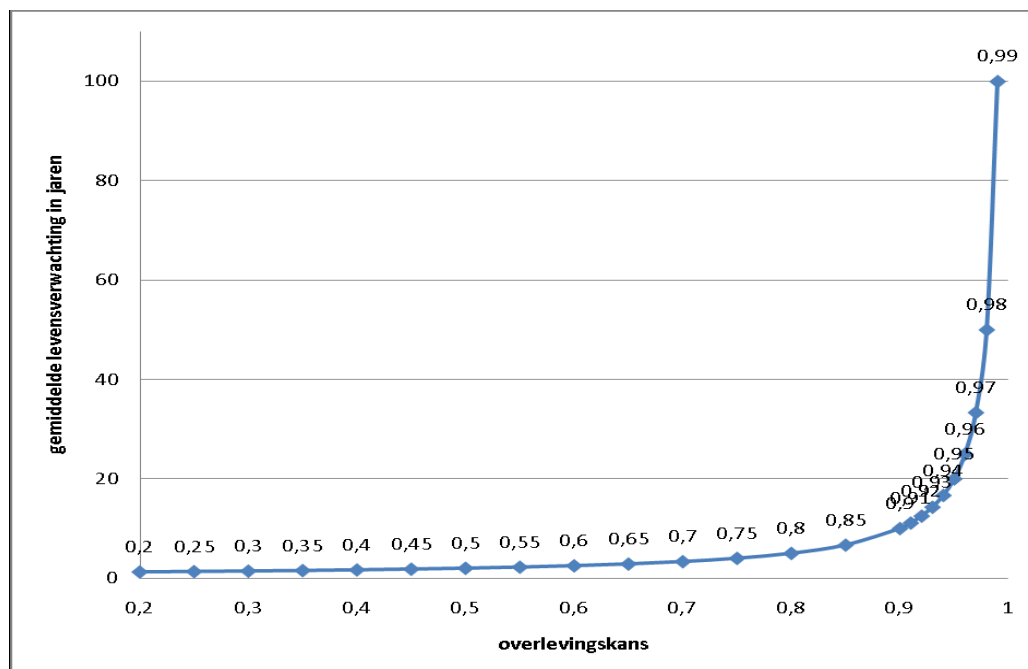


Figuur 1.1. Jaarcyclus van een trekvogel. De rode pijlen geven de overlevingskansen weer, de blauwe pijlen de sterftekans. In elke moment in de cyclus kan sterfte optreden. Door de sterfte door het jaar heen in kaart te brengen kan overzicht worden verkregen van waar de belangrijkste 'bottlenecks' liggen in de jaarcyclus.

Voor dit onderzoek werd noodzakelijkerwijs veelvuldig gewerkt met gegevens die ontleend zijn aan geringde kuikens. In de demografie wordt meestal de kuikenfase (die loopt van het eistadium tot het uitvliegstadium) geschaard onder de noemer reproductief succes. Deze productiefase staat onder invloed van de ouders. Na deze fase breekt een periode aan waarin de jonge vogels hun lot in eigen hand hebben. Idealiter houdt een overlevingsanalyse zich bezig met het leven van een vogel vanaf het moment van uitvliegen. Doordat kuikens geringd worden *voordat* ze vliegvlug worden zal in veel schattingen van de eerstejaars overleving noodgedwongen een gedeelte van het reproductief succes in zijn verdisconteerd. In de praktijk betekent dit dat de eerstejaars overleving hierdoor wordt onderschat.

Box 1: Overlevingskans en gemiddelde levensverwachting

De overlevingskans wordt vaak gepresenteerd als de jaarlijkse overlevingskans. Dat is de kans dat een vogel overleeft van het ene jaar op het daaropvolgende jaar. Overlevingskansen hebben een bepaalde mate van abstractie. Om de overlevingskans weer te geven in een minder abstracte vorm, kan deze omgezet worden in een gemiddelde levensverwachting. Bij benadering kan de gemiddelde levensverwachting berekend worden met $1/(1-\text{overlevingskans})$. In onderstaand figuur is de gemiddelde levensverwachting uitgezet als functie van de overlevingskans. Twee zaken zijn belangrijk; een kleine verandering van overlevingskans heeft bij een lage overleving een gering effect, maar bij een hoge overleving een groot effect op de gemiddelde levensverwachting. Daarnaast geeft deze exercitie aan dat overlevingsschattingen niet op een gewone manier (rekenkundig) gemiddeld kunnen worden, maar dat hierbij het geometrische gemiddelde dient te worden gehanteerd.



Figuur 1.2. Relatie tussen de overlevingskans en de levensverwachting (in jaren). De gegevens zijn geplot in stappen van 0,05 voor de overlevingskans tussen 0.2 en 0.9, boven de 0.9 zijn deze geplot in stappen van 0,01.

Gebiedsanalyse

Aan de hand van literatuurgegevens hebben we een overzicht samengesteld van de belangrijkste trek- en overwinteringsgebieden van de vier weidevogelsoorten. Voor deze gebieden hebben we de internationale (en nationale) beschermde status opgezocht. Daarnaast gebruiken we de maximale getelde aantallen in deze gebieden als een soort index die de potentiële capaciteit weergeeft. Op deze manier kunnen we een ruwe indicatie krijgen hoe groot de capaciteit van de belangrijkste gebieden (de zogenaamde *key-sites*) is. Daarnaast is van de meeste *key-sites* bekend aan welke bedreigingen ze worden blootgesteld. Door per soort de bedreigingen per *key-site* te sommeren ontstaat een beeld dat specifiek is voor een bepaalde soort. Daarnaast kunnen we hiermee op gestandaardiseerde wijze de bedreigingen tussen de soorten vergelijken. Met nadruk wijzen we erop dat we in deze analyse alleen de *key-sites* hebben onderzocht, gebieden die door de soorten worden benut, maar niet tot de (vaak beschermde) *key-sites* behoren worden niet belicht. Op die sites staan de weidevogels waarschijnlijk nog in veel belangrijkere mate onder druk. Het overzicht dat ontstaat uit de *key-site* analyse is daarom niet representatief voor alle gebieden waar de soorten gebruik van maken.

Detailstudies

De hierboven geschetste aanpak kan ons op het spoor zetten van belangrijke veranderingen die spelen. Voor de grutto weten we al veel van de veranderingen die zich de laatste 20 jaar hebben afgespeeld (zie oa Kuijper *et al.* 2006). We zoomen in detail in op deze problematiek en hiermee vergroten we het inzicht in de huidige grutto problematiek. Op het Iberisch schiereiland heeft grootschalige rijstbouw een enorme vaart genomen. In dit rapport besteden we daar ruim aandacht aan. Het beheer van rijstvelden kan met relatief kleine ingrepen geoptimaliseerd worden, waardoor niet alleen grutto's maar ook kluten, kieviten, watersnippen en tureluurs daarvan kunnen profiteren. Het belang van deze rijstvelden voor grutto's is in korte tijd enorm gegroeid, en alleen al de gebieden rond de Taag en de Sado worden in korte tijd bezocht door 60.000 grutto's, een kwart van de West-Europese populatie.

BOX 2: Biogeografische populaties

Voor vogelsoorten die op wereldschaal een relatief wijdverbreid voorkomen hebben is het biologisch gezien relevant de populatie te verdelen in sub-populaties of biogeografische populaties, die in hetzelfde gebied voorkomen en onderling gelijksoortig trekgedrag vertonen. Deze biogeografische populaties worden niet hoofdzakelijk onderscheiden op genetische verwantschap, maar meer op grond van de ecologie. Hierdoor kunnen per soort beschermingsmaatregelen gericht worden op biologisch relevante en geografische gescheiden netwerken van gebieden (Delany *et al.* 2009). In tabel 1.1 staan voor de scholekster, kievit, grutto en tureluur de belangrijkste biogeografische parameters. Per soort staat hierin weergegeven welke ondersoorten en biogeografische populaties onderscheiden worden. In sommige gevallen is de biogeografische populatie synoniem aan de ondersoort, in andere gevallen heeft de biogeografische populatie betrekking op de broedpopulatie in een bepaald geografisch gebied. Daarnaast is in deze tabel de meest recente schatting voor de omvang van de biogeografische populatie gegeven en is weergegeven of deze populatie toe- of afneemt. In tabel 1.2 wordt de Nederlandse broedpopulatie gerelateerd aan de biogeografische populatie.

Tabel 1.1. Ondersoorten, biogeografische populaties, omvang en trend (toe- of afname) van de biogeografische populaties van scholekster, kievit, grutto en tureluur (uit: Delany *et al.* 2009). Vet weergegeven populaties hebben betrekking op o.a. Nederland. De aantallen hebben betrekking op individuen, deze zijn ontleend aan broedparen vermenigvuldigd met een factor drie (Meininger *et al.* 1995, in Delany *et al.* 2009)

Soort	Ondersoort	Naam van de biogeografische populatie	Geschatte populatie omvang per biogeografische populatie	Populatie trend
scholekster <i>Haematopus ostralegus</i>	<i>ostralegus</i>	<i>Ostralegus</i>	1.020.000	afname
	<i>longipes</i>	<i>Longipes</i>	100.000-200.000	waarschijnlijk afname
kievit <i>Vanellus vanellus</i>	-	Europa & west Azië (broedvogels)	5.500.000-9.500.000	afname
grutto <i>Limosa limosa</i>	<i>limosa</i>	W-Europa (broedvogels)	160.000-180.000	afname
	<i>limosa</i>	O- Europa (broedvogels)	90.000-165.000	afname
	<i>limosa</i>	W Azië (broedvogels)	25.000-100.000	onbekend
	<i>islandica</i>	<i>Islandica</i>	47.000	toename
tureluur <i>Tringa totanus</i>	<i>robusta</i>	<i>Robusta</i>	150.000-400.000	waarschijnlijk toename
	<i>brittannica</i>	<i>Brittannica</i>	95.000-135.000	afname
	<i>totanus</i>	<i>Totanus</i> Noord-Europa (broedvogels)	200.000-300.000	stabiel
	<i>totanus</i>	<i>Totanus</i> Centraal & Oost-Europa (broedvogels)	570.000-870.000	afname
	<i>ussuriensis</i>	<i>Ussuriensis</i>	100.000-1.000.000	Onbekend

Tabel 1.2. Omvang (aantal individuen) en trend van de biogeografische populatie en het Nederlandse broedbestand van scholekster, kievit, grutto en tureluur. Gebaseerd op Delany *et al.* (2009) en SOVON (2002).

soort	naam van de biogeografische populatie	aantallen (individuen), trend en 1% norm* van de biogeografische populatie	populatie (in broedparen) en trend in Nederland. Tussen haakjes het belang van de Nederlandse populatie**
scholekster	<i>Ostralegus</i>	1.020.000 Afname 1% norm:10.200	105.000 (30,9%) Afname
kievit	Europe(b)	5.500.000-9.500.000 Afname 1% norm: 20.000	250.000 (10,0%) Afname
grutto	West-Europe(b)	160.000-180.000 Afname 1% norm:1700	47.500 (83,8%) Afname
tureluur	<i>Totanus</i> Centraal & Oost-Europa (b)	720.000 Afname 1%norm:7200	22.000 (9,2%) Afname

* dit is 1% van de biogeografische populatie

** berekend als het aantal individuen van de biogeografische populatie gedeeld door het aantal broedparen vermenigvuldigd met drie.

Deel I

Overleving & Gebiedsanalyse

2 Doortrek- en overwinteringsgebieden

2.1 Inleiding

In de levensloop van een trekvogel zijn verschillende fases te onderscheiden. In de broedperiode, doortrekperiode en overwinteringsperiode worden verschillende habitats, landen en zelfs continenten bezocht. De benutting van deze gebieden wordt op verschillende manieren gestuurd. Kieviten en scholeksters laten bijvoorbeeld hun trekgedrag gedeeltelijk sturen door de strengheid van de winter, terwijl grutto's en tureluurs waarschijnlijk een vast en regelmatig trekpatroon volgen. De meeste soorten zijn vroeg in de broedgebieden aanwezig. Op dat moment is de voedselbeschikbaarheid niet optimaal en veel broedvogels zullen de start van het broedseizoen in Nederland beginnen op reserves die gedeeltelijk aangelegd zijn in de doortrek- en overwinteringsgebieden. De toestand waarin deze gebieden verkeren heeft daardoor niet alleen rechtstreeks een invloed op de overleving, maar ook indirect op het broedsucces in Nederland. In het algemeen is deze relatie vooral onderzocht aan ganzen en zwanen, die voor het broeden volledig afhankelijk zijn van reserves die aangelegd worden in de doortrek- en overwinteringsgebieden (de zogenaamde '*capital breedders*', Klaassen *et al.* 2001). Arctische steltlopers zijn volledig '*income breedders*' en het aanleggen van de eieren en de vetreserves voor het broeden worden volledig ter plekke op de toendra aangelegd (Klaassen *et al.* 2001). Het is echter niet bekend in hoeverre steltlopers in gematigde streken afhankelijk zijn van elders aangelegde reserves. In dit hoofdstuk analyseren we de doortrek- en overwinteringsgebieden eerst op grove lijnen. Hoeveel belangrijke gebieden zijn er, wat is hun beschermde status en aan welke bedreigingen worden ze blootgesteld. Vervolgens gaan we in detail in op een *case -study* (box 4), waarin we de rol van water en stoppelbeheer van een doortrek- en overwinteringsgebied in Portugal onderzoeken.

2.2 Vraagstelling

De vragen die in dit hoofdstuk aan bod komen:

In welke mate zijn nog steeds voldoende geschikte biotopen als rustgebied tijdens de trek aanwezig? Voor de grutto is hierover het een en ander bekend. Hoe zit het met de kievit, de tureluur en de scholekster?

Voor het beantwoorden van deze vraag moet soortspecifiek te werk worden gegaan. Dat heeft enerzijds te maken met het grote verschil in de trekstrategie en het gebruik van overwinteringsgebieden, en anderzijds met de beschikbaarheid van gegevens.

- Hoe groot is de totale potentiële capaciteit van die gebieden ten opzichte van de populatie omvang?
- Wat is de beschermde status en wat zijn de bedreigingen in die gebieden?
- In de soorthoofdstukken (hs 4-7) wordt in detail op de bedreigingen ingegaan per soort; hier richten we ons op de overeenkomsten en verschillen tussen de soorten.

2.3 Methode

Voor alle steltlopersoorten in Afrika, Europa en West-Azië is recent een internationaal overzicht samengesteld met de belangrijkste broed-, overwinterings- en doortrekplaatsen (*An atlas of wader populations in Africa and western Eurazië*, Delany *et al.* 2009). Dit Engelstalige overzicht bevat een uitgebreide omschrijving van de omvang van de verschillende subpopulaties, de trekbewegingen, populatietrends en een overzicht van de belangrijkste gebieden (de zogenaamde *key-sites*). Voor de vier soorten in deze studie (scholekster, kievit, grutto en tureluur) werden de belangrijke *key-sites* op een rij gezet. Onder *key-sites* worden verstaan alle gebieden waar de huidige 1% norm van de biogeografische populatie (die betrekking heeft op de Nederlandse broedvogels) wordt overschreden. De 1% norm als indicator voor het internationale belang wordt gebruikt door de Ramsar Conventie en andere internationale beschermingsinstrumenten zoals de EU Vogelrichtlijn. Voor een omschrijving van het concept van de biogeografische populatie verwijzen we naar de box in hoofdstuk 1.

Een groot aantal van de *key-sites* zijn door Birdlife International op een standaard manier onderzocht op de bedreigingen waar het gebied aan bloot staat. In deze rapportage wordt de gebiedsselectie (uit Delany *et al.* 2009) gekoppeld aan de dataset van Birdlife International (www.birdlife.org/datazone) en aangevuld met informatie uit Fishpool *et al.* (2001) en Heath *et al.* (2000). Deze koppeling kon uitgevoerd worden voor de meeste gebieden die in beide datasets aanwezig waren. Slechts in een klein aantal gevallen kon deze koppeling niet gemaakt worden. Door de gebieden waar specifiek weidevogels voorkomen te combineren en te koppelen aan de bedreigingen waaraan deze gebieden blootstaan krijgen we een indicatie van de bedreigingen waaraan de betreffende weidevogels blootstaan. Sommige gebieden bestaan uit verschillende habitats, die uiteraard niet allemaal door weidevogels worden gebruikt. Een bepaalde gebied kan daardoor aan bedreigingen worden blootgesteld, waar de weidevogels geen last (en soms zelfs profijt) van kunnen hebben. Dat is bijvoorbeeld het geval met het Karavasta complex in Albanië (zie appendix), *key-site* voor de kievit. Dit gebied heeft te lijden van ontbossing, verstoring, het verzamelen van brandhout, overbegrazing in de bossen en recreatie/toerisme (appendix 2). Ontbossing, verzamelen van brandhout en overbegrazing in de bossen zijn factoren die waarschijnlijk geen effect op de kieviten in dit gebied hebben.

2.3.1 Beschermde status van het gebied

Voor elke gebied in Europa is de beschermde status als volgt gedefinieerd:

- *Hoog*: Een gebied is door Birdlife International aangemerkt met de beschermde status 'hoog' als meer dan 90% van het gebied overlap vertoont met een nationaal of internationaal beschermd gebied.
- *Gedeeltelijk*: Onder deze categorie vallen alle gebieden waarvan tussen de 10% en 90% van het gebied overlap vertoont met een nationaal of internationaal beschermd gebied.
- *Laag*: Onder deze categorie vallen alle gebieden waarvan minder dan 10% van het gebied overlap vertoont met een nationaal of internationaal beschermd gebied.
- *Geen*: Alle gebieden die geen nationale of internationale bescherming genieten

Gebieden in Afrika kregen geen ranking met betrekking tot de beschermde status, omdat landen in deze regio sterk variëren in hun naleving en handhaving van de beschermde status, hierdoor zijn deze slecht vergelijkbaar met Europese landen.

BOX 3: Type bedreigingen

- **achterwege blijven of verminderen van het landbeheer** / *abandonment / reduction of land management*. Deze categorie omvat alle vormen waarbij het landbeheer wordt gereduceerd of afgeschaft. Denk hierbij aan het achterblijven van begrazing, het niet meer onderhouden van zoutpannen en ontvolking van het platteland.
- **afbranden van de vegetatie** / *burning of vegetation*. Hieronder vallen alle vuren die niet op natuurlijke manier zijn ontstaan.
- **aquacultuur & visserij** / *aquaculture & fisheries*. Deze categorie omvat de directe effecten van visserij en viskweek. Hieronder valt ook vervolging van watervogels op deze plekken. Effecten van recreatieve visserij vallen onder recreatie/toerisme.
- **baggeren & kanaliseren** / *dredging & canalization*.
- **bosaanplant** / *afforestation*. Denk hierbij aan het beplanten van het gebied met bomen (vaak exotische soorten).
- **constructie en gevolgen van dijken, dammen of stuwen** / *Construction / impact of dyke / dam / barrage*.
- **geïntensiveerd bosbeheer** / *intensified forest management*.
- **gevolgen van geïntroduceerde planten en dieren** / *consequences of animal / plant introductions*. Alle gevolgen van de introductie van gebiedsvreemde dieren en planten.
- **industrialisatie & urbanisatie** / *industrialization & urbanization*. Habitatverlies door industrie en bebouwing, verlies aan habitat kwaliteit door industrie en bebouwing.
- **Infrastructuur** / *infrastructure*. Omvat alle vormen van infrastructuur gerelateerd aan energie en wegen.
- **intensivering en uitbreiding van landbouw** / *agricultural intensification / expansion*. Deze categorie omvat irrigatie, onnatuurlijk waterbeheer, hoge nutriënten belasting, veelvuldig pesticiden gebruik, verandering van gewassen of teelt, habitat verlies, overbegrazing, onbedoelde effecten van de bestrijding van plaagsoorten en nutriënten uitstroom richting wetlands.
- **natuurlijke gebeurtenissen** / *natural events*. Alle natuurlijke processen (droogte, storm, natuurlijke predatoren) die een bedreiging kunnen vormen. Aangezien veel soorten elders onder druk staan (bijvoorbeeld een 'natuurlijke' storm kan een bedreiging zijn voor het wegspoelen van een broedkolonie, omdat die elders door natuurlijke processen niet weer kan ontstaan).
- **niet-duurzame exploitatie** / *unsustainable exploitation*. Deze categorie omvat het niet duurzaam benutten van vogels (zoals eieren verzamelen), en legale en illegale jacht. Verstoring door jacht valt onder de categorie 'verstoring'.
- **ontbossing (commercieel)** / *deforestation (commercial)*. Omvat het kappen van bossen.
- **onttrekken van grondwater** / *groundwater abstraction*.
- **onttrekkingsindustrie** / *extraction industry*. Omvat gevolgen van het winnen van bodemschatten.
- **ontwatering** / *drainage*.
- **opvullen van wetlands** / *filling in of wetlands*. Actief habitatverlies door het storten van materiaal in wetlands.
- **overbegrazing van bossen** / *forest grazing*.
- **overig** / *other*.
- **recreatie & toerisme** / *recreation & tourism*. Deze categorie omvat de 'harde' verstoring (onder andere de bouw van hotels en appartementen). Verstoring door recreanten valt onder de noemer 'verstoring'.
- **selectief kappen in bossen**: *selective logging / cutting*.
- **verstoring** / *disturbance to birds*. Alle vormen van verstoring (ook effecten van recreatie).
- **verzamelen van brandhout** / *firewood collection*.

Mate van bedreiging: De mate van de bedreiging werd bepaald door een score: voor de berekening verwijzen we naar Heath *et al.* (2000). Deze score bestaat uit een habitat gerelateerde deelscore en een vogelgerelateerde deelscore. Deze deelscores bestaan weer uit indicatoren die de snelheid, de schaal en de realisatie van de bedreiging weergeven. Uiteindelijk ontstaat hieruit een score die weergeeft of het hier gaat om een bedreiging met een hoge score (*high impact*), een bedreiging met een intermediaire score (*medium impact*) of een bedreiging met een lage score (*low impact*).

2.4 Resultaten

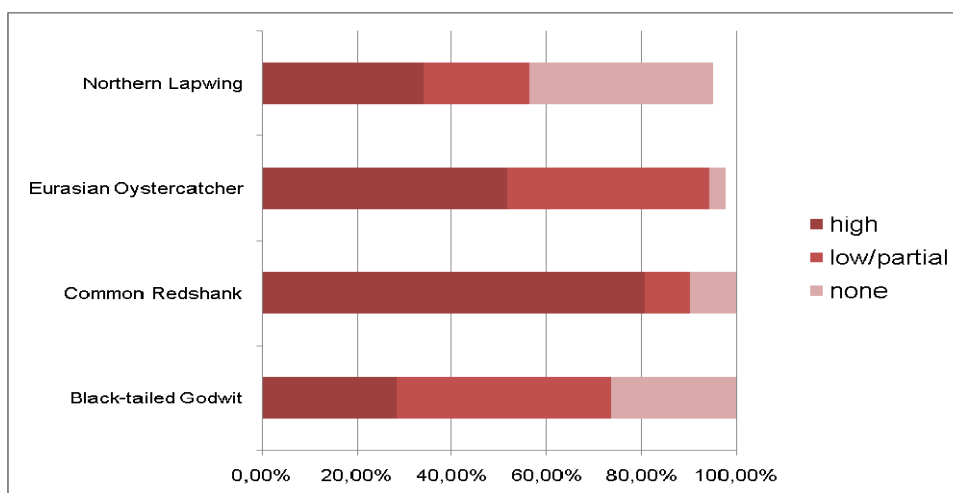
2.4.1 Gebieden

Detail informatie over de onderzochte gebieden staat in de appendix. Voor alle gebieden is per soort nagegaan hoeveel individuen zijn vastgesteld in de *key-sites* (tabel 2.1). Als we dit aantal per soort sommeren krijgen we een getal dat een indicatie is voor de potentiële capaciteit en dat we kunnen uitdrukken ten opzicht van de populatieomvang. Voor de grutto is de capaciteit van de *key-sites* 3,8 keer de populatie omvang, voor de kievit 0,2. De tureluur en scholekster nemen een intermediaire positie in (tabel 2.1).

Tabel 2.1. Omvang van de biogeografische populatie, de potentiële capaciteit van de *key-sites* (maximale aantal dat op een moment is vastgesteld) en de ratio die is berekend als de capaciteit van de *key-sites*, gedeeld door de populatie omvang. *Voor de scholekster en de grutto overstijgt de capaciteit de omvang van de populatie (zie respectievelijk hoofdstuk 4 en 7).

soort	biogeografische populatie	potentiële capaciteit van de <i>key-sites</i>	Ratio (capaciteit/ omvang van de populatie)
scholekster <i>Haematopus ostralegus</i>	1.020.000	1.106.508	1,1*
kievit <i>Vanellus vanellus</i>	7.500.000	1.531.480	0,2
grutto <i>Limosa limosa</i>	170.000	640.439	3,8*
tureluur <i>Tringa totanus</i>	720.000	452.637	0,6

Naast de capaciteit is ook de beschermde status van de *key-sites* onderzocht voor de betreffende soorten. De kievit *key-sites* hebben over het algemeen de laagst beschermde status (figuur 2.1).



Figuur 2.1. Relatieve verdeling van de beschermde status van *key-sites* per soort (noot: de soorten verschillen in hun benutting/afhankelijkheid van *key-sites*, zie tabel 2.1).

Bedreigingen

In tabel 2.2 staan de bedreigingen waaraan de verschillende *key-sites* worden blootgesteld gesommeerd weergegeven voor de vier soorten weidevogels. Detailweergave van de bedreigingen uitgesplitst naar gebied staan in appendix 1.

Tabel 2.2. Overzicht van de bedreigingen waaraan *key-sites* van kievit , grutto, scholekster en tureluur blootstaan. Bedreigingen zijn gecodeerd op kleur: groen (van belang voor <25% van de *key-sites* voor die soort), geel (van belang voor 25-50% van de *key-sites*), oranje (50-75%) en rood (>75%).

Threats that key sites (of Lapwing, Black-tailed Godwit, Oystercatcher and Redshank) are exposed to. Threats are color coded: green (affecting less than 25% of the key-sites for that species); yellow (affecting between 25-50% of the sites); orange (50-75%) and red (>75%).

Bedreigingen waar <i>key-sites</i> aan blootstaan/ <i>Threats at key sites.</i>	kievit <i>Lapwing</i>	grutto <i>Black-tailed Godwit</i>	scholekster <i>Oystercatcher</i>	tureluur <i>Redshank</i>
recreation tourism	80%	89%	89%	71%
industrialization urbanisation	40%	69%	68%	57%
aquaculture fisheries	36%	63%	63%	62%
infrastructure	52%	48%	53%	33%
agricultural intensification	36%	65%	32%	52%
disturbance to birds	40%	22%	47%	43%
unsustainable exploitation	28%	57%	16%	38%
natural events	16%	35%	47%	29%
extraction industry	28%	17%	53%	24%
filling in of wetlands	20%	30%	26%	33%
dredging canalisation	16%	17%	21%	43%
other	16%	24%	26%	19%
construction/impact of dyke/dam/barrage	12%	9%	21%	24%
drainage	12%	33%	5%	14%
groundwater abstraction	8%	30%	11%	10%
consequences of animal/plant introductions	8%	39%	11%	
afforestation	12%	24%		
intensified forest management	20%	4%		5%
deforestation (commercial)	8%			5%
abandonment/reduction of land management		2%	5%	5%
selective logging/cutting	4%			
firewood collection	4%			
forest grazing	4%			

2.5 Discussie

Een gebiedsanalyse, waarbij alle gebieden zijn onderzocht waar de 1% norm van de soort wordt overschreden (*key-sites*) geeft in vogelvlucht zicht op de belangrijkste gebieden waar de Nederlandse weidevogels overwinteren, en de belangrijkste bedreigingen waar deze gebieden aan bloot staan. De potentiële capaciteit van de *key-sites* per soort (gemeten aan het maximum aantal getelde vogels in die gebieden), laat zien dat er grote verschillen zijn tussen de soorten. Van de vier weidevogelsoorten komt de kievit relatief weinig geconcentreerd voor in de *key-sites*. Als de maximale aantallen kieviten die in alle *key-sites* ooit zijn geteld simultaan aanwezig zijn, dan nog zou slechts 20% van de biogeografische populatie in deze gebieden aanwezig zijn. Het merendeel zit dus diffuus verspreid, waarschijnlijk grotendeels op agrarisch gebruikt land. Geheel anders is de situatie voor de grutto. De gesommeerde maximum aantallen leveren hier een omvang die bijna 4x groter is dan de huidige populatie omvang. Dit wordt veroorzaakt door drie factoren.

1. De grutto komt zeer geclusterd voor in wetlands
2. De selectie van de *key-sites* vond plaats op grond van de huidige 1% norm. De tellingen waar de *key-sites* mede op zijn gebaseerd vonden soms plaats in de jaren '70 en '80 van de vorige eeuw, toen de de populatie omvang veel groter was.
3. Grutto maken successievelijk gebruik van verschillende sites.

De getallen impliceren dat het netwerk van beschermde gebieden langs de trekroute voor de grutto veel beter ontwikkeld is dan voor de kievit of anders geformuleerd, de afhankelijkheid van beschermde gebieden is bij de grutto veel groter. Dit betekent *niet* dat er ruim voldoende geschikt winter en trekhabitat voor de grutto is, en dat er een tekort van dit habitat voor kieviten is. De scholekster en de tureluur nemen een intermediaire positie in, beide kunnen in een redelijk aantal beschermde gebieden terecht en deze gebieden hebben over het algemeen een redelijk goede beschermingsstatus.

Hoewel het voorkomen verschilt tussen de soorten, zitten er belangrijke overeenkomsten in de bedreigingen waar de *key-sites* aan blootstaan. Voor alle soorten geldt dat de *key-sites* onder druk staan door recreatie & toerisme. Het betreft hier habitatverlies tengevolge van hotels, appartementen, vakantiehuisen en recreatievoorzieningen. Verstoring die de recreanten veroorzaken vindt in geringere mate plaats, tussen de 20% en 50% van de belangrijke gebieden ondervinden hier hinder van. Daarnaast vertonen de gebieden die van belang zijn voor grutto, scholekster en tureluur eenzelfde mate van bedreiging door industrialisatie & urbanisatie en aquacultuur / visserij, hoewel deze laatste waarschijnlijk alleen rechtstreeks effect op de scholekster heeft. De grutto en de tureluur hebben daarnaast te lijden van agrarische intensivering. Exploitatie, waaronder jacht, is vooral van belang voor de grutto gebieden, en in mindere mate in de gebieden waar de andere soorten zich ophouden.

De kievit is de soort waarvan we het gebruik van doortrek- en overwinteringsgebieden nog het minst begrijpen. Daarnaast blijkt uit de terugmeldingen (zie hoofdstuk 5) dat deze soort veelvuldig in Frankrijk overwintert. Een gedetailleerde ruimtelijke analyse van de terugmeldingen van de kievit, gekoppeld aan de doodsoorzaken kan voor deze soort belangrijke aanvullende informatie verschaffen. Mogelijk geeft zo'n analyse een verklaring voor de in de loop der jaren toegenomen juveniele overleving (zie hoofdstuk 3). Het in detail beschrijven hoe groot de rol van een bepaald gebied is in de jaarcyclus van een bepaalde soort, is geen sinecure. Een onderzoeksopzet zoals bijvoorbeeld thans door de RUG (*cees*) gevolgd bij de grutto en de kanoetstrandloper is het meest succesvol. Door gekleurde individuen te volgen, kan de habitat voorkeur of de overwinteringsstrategie gekoppeld worden aan de kans dat de vogel overleeft.

BOX 4: De effecten van stoppelbeheer en waterpeil op steltlopers in Zuid-Europese rijstvelden

Hoewel rijstbouw al decennia lang plaatsvindt in Portugal, is de grootschalige rijstbouw er een relatief nieuw fenomeen, dat plaatsvindt sinds de jaren '30 van de vorige eeuw (Lains & Sousa 1998). Op dit moment wordt jaarlijks circa 30.000 ha met rijst beplant. De meeste rijstvelden liggen rond het estuarium van de Taag (Tejo) en het estuarium van de Sado. Na de rijst oogst in september/oktober blijven de stoppels staan op de velden. In de daaropvolgende maanden worden sommige velden geploegd, waarbij de stoppels worden ondergeploegd. Op andere velden blijven de stoppels staan, en worden later in het seizoen verbrand. Naast verschillen in stoppelbeheer, verschillen de rijstvelden in waterpeil ten gevolge van verschillen in regenval en verschillen in drainage. Hierdoor ontstaat een mozaïek van rijstvelden die volledig droog staan, vochtige rijstvelden (waarbij water blijft staan in kanaaltjes en op een gedeelte van de percelen) en natte rijstvelden die geheel onder water staan. Daarnaast worden rijstvelden soms tijdelijk braak gelegd en een heel jaar niet gebruikt. In deze box beschrijven we de resultaten van het onderzoek naar het belang van de rijstvelden rond de Taag en de Sado voor vogels, en weidevogels in het bijzonder.

Vraagstelling

- Wat is het belang van rijstvelden voor doortrekkende weidevogels?
- Welke vogelsoorten maken van de rijstvelden gebruik?
- Hoe ziet optimaal rijstveldbeheer in de winter eruit (vanuit vogelperspectief)?
- Wat is de relatie tussen stoppelbeheer/watermanagement en gebruik van het gebied voor Nederlandse weidevogels.

Methode

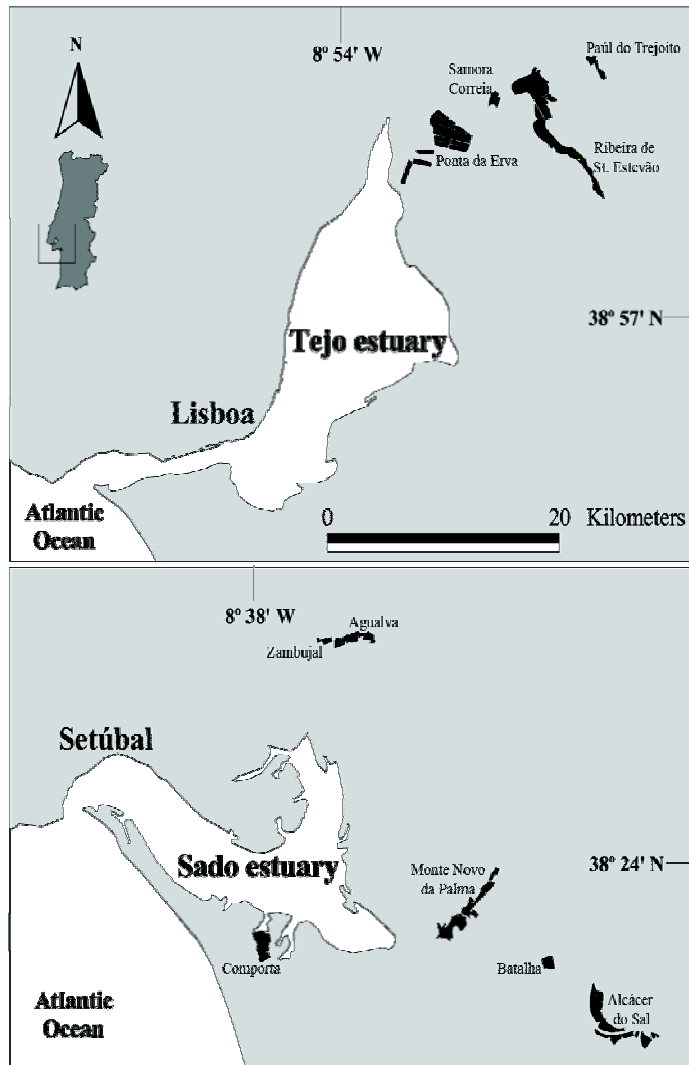
Studiegebied

Het veldwerk vond plaats in een aantal gebieden rond de Taag of Tejo (38° 57' N, 8° 54' W) en het estuarium van de Sado (38° 24' N, 8° 38' W). In de Tejo werden watervogels geteld in Ponta da Erva, Samora Correia, Ribeira de St. Estêvão and Paúl do Trejoito; in het Sado estuarium werden Zambujal, Agualva, Monte Novo da Palma, Alcácer do Sal, Batalha and Comporta geteld (Figuur 2.2). Elk rijstveld werd gecategoriseerd afhankelijk van het stadium van de rijst (volgroeide rijst, stoppels, geploegd veld en braak) en de beschikbaarheid van water (ondergelopen, natte en droge rijstvelden, zie figuur 2.3 voor voorbeelden). Watervogeltellingen werden tweewekelijks uitgevoerd van oktober tot maart (2005-2006) en van december tot januari (2006-2007). Bij de random selectie van de telpercelen in de census, werden de direct nabij gelegen percelen niet meegenomen om dubbeltellingen van individuele vogels te voorkomen. De volgorde waarin de tellingen elke keer plaatsvonden werden gerandomiseerd. Hierbij werd rekening gehouden met lokale verstoring door jacht, die alleen plaatsvindt op donderdag, zondag en nationale feestdagen. In totaal vonden 885 tellingen plaats op de verschillende percelen.

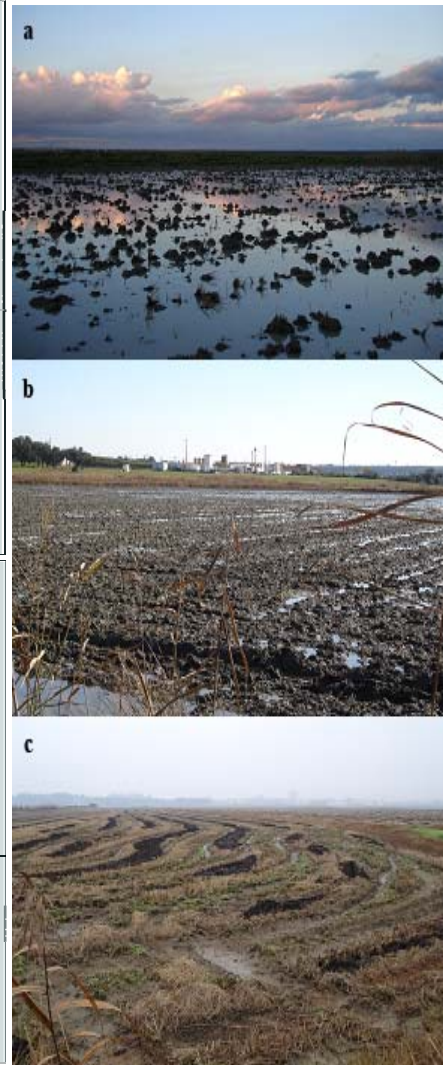
Data analyse

De telgegevens werden omgezet in dichtheden om een vergelijking mogelijk te maken tussen rijstvelden die in omvang verschillen. De gegevens per soort werden geanalyseerd met *generalized mixed-effects models* (Pinheiro & Bates 2000). Alleen de resultaten voor de kluut *Recurvirostra avosetta*, kievit *Vanellus vanellus*, watersnip *Gallinago gallinago*, grutto *Limosa limosa* en tureluur *Tringa totanus* worden in detail verder geanalyseerd. In de analyses werden de volgende factoren meegenomen als *fixed factor*: WET (hoeveelheid water op het veld: droog, nat of ondergelopen) en STR (stoppel beheer: volgroeide rijst, stoppels aanwezig, geploegd veld of braakliggend veld). Als random factors werden in het model meegenomen; het estuarium of stroomgebied: EST (Tejo/Sado), de afzonderlijke gebieden binnen een estuarium (SIT), het individuele rijstveld (PAD) en de datum (DAT; dagnummer ten opzicht van 1 juli). Het model was gestructureerd zodat PAD was 'genest' binnen SIT en SIT was 'genest' binnen EST. De datum was eveneens binnen deze gehele structuur 'genest'. Om rekening te houden met variatie in de tijd, maakten we gebruik van een type 1 autocorrelatie structuur voor de factor die de datum weergeeft (Box *et al.* 1994). Deze hiërarchische structuur lost het probleem op dat de resultaten in de tijd gecorreleerd zijn. Het Akaike Information Criterium (AIC) werd gebruikt om voor elke vogelsoort het best

passende model te kiezen, en voor elke soort werd een pseudo R^2 berekend voor de *fit* van het uiteindelijke model (Pinheiro & Bates 2000). We gebruikten als *post-hoc* test de *Tukey Honest Significant Difference test* om verschillen te testen tussen de variabelen die in het uiteindelijke model waren opgenomen. Alle berekeningen werden uitgevoerd in het programma R (R development Core Team, 2009).



Figuur 2.2. Kaart van het studiegebied (in zwart) rond de estuaria van de Tejo en de Sado rivier in Portugal. *Map of the study areas (in black) around the estuaries of the Tejo and Sado rivers*



Figuur 2.3. Voorbeelden van verschillende waterregimes in rijstvelden. A) ondergelopen rijstveld, B) nat rijstveld en C) droog rijstveld. *Examples of different water levels, a) flooded field, b) moist field, c) dry field.*

Resultaten

Voor de meest algemene vogelsoorten (zangvogels zijn niet opgenomen) is de dichtheid en het geschatte totaal aantal in de getelde rijstvelden weergegeven in tabel 2.3.

Tabel 2.3. De meest algemene vogels in de census. De dichtheid is weergegeven in individuen per 10 hectare. Het geschat aantal is gebaseerd op de dichtheid omgerekend naar een totaal oppervlak van 2547 ha. Soorten weergegeven met een asterisk werden in minder dan 1% van de tellingen waargenomen. Vet weergegeven soorten worden in detail onderzocht. *The most abundant non-passerine bird species present in our study plots. We present the densities $\pm$ SE in individuals/10 ha and an estimate of the total number of individuals present in the all study area, based on a total surface of 2547 ha. * Detected in less than 1% of the counts. In bold are the 5 wader species used for further analysis.*

Soort/species	Dichtheid /density	Geschat aantal/ estimated number
blauwe reiger <i>Ardea cinerea</i>	1.1 $\pm$ 0.1	284
grote zilverreiger <i>Egretta alba</i>	—	*
kleine zilverreiger <i>Egretta garzetta</i>	2.4 $\pm$ 0.3	622
koereiger <i>Bubulcus ibis</i>	0.3 $\pm$ 0.1	67
ooievaar <i>Ciconia ciconia</i>	3.4 $\pm$ 0.5	854
lepelaar <i>Platalea leucorodia</i>	0.3 $\pm$ 0.1	25
flamingo <i>Phoenicopterus roseus</i>	2.0 $\pm$ 0.1	510
wintertaling <i>Anas crecca</i>	—	*
wilde eend <i>Anas platyrhynchos</i>	0.1 $\pm$ 0.1	10
pijlstaart <i>Anas acuta</i>	0.1	5
grijze wouw <i>Elanus caeruleus</i>	—	*
bruine kiekenedief <i>Circus aeruginosus</i>	0.1	5
blauwe kiekendief <i>Circus cyaneus</i>	—	*
buizerd <i>Buteo buteo</i>	0.1	23
torenvalk <i>Falco tinnunculus</i>	—	*
fazant <i>Phasianus colchicus</i>	—	*
waterhoen <i>Gallinula chloropus</i>	0.1	4
steltekluut <i>Himantopus himantopus</i>	0.5 $\pm$ 0.2	124
kluut <i>Recurvirostra avosetta</i>	3.4 $\pm$ 2.4	866
kievit <i>Vanellus vanellus</i>	7.0 $\pm$ 2.0	1781
zilverplevier <i>Pluvialis squatarola</i>	—	*
bokje <i>Lymnocyptes minimus</i>	—	*
watersnip <i>Gallinago gallinago</i>	2.1 $\pm$ 0.5	540
grutto <i>Limosa limosa</i>	15.2 $\pm$ 5.4	3848
wulp <i>Numenius arquata</i>	0.1	4
zwarte ruiter <i>Tringa erythropus</i>	—	*
tureluur <i>Tringa totanus</i>	0.5 $\pm$ 0.2	136
groenpootruiter <i>Tringa nebularia</i>	0.1	7
witgatje <i>Tringa ochropus</i>	0.1	5
bosruiter <i>Tringa glareola</i>	—	*
oeverloper <i>Actitis hypoleucos</i>	—	*
kleine strandloper <i>Calidris minuta</i>	—	*
bonte strandloper <i>Calidris alpina</i>	0.1	11
kemphaan <i>Philomachus pugnax</i>	—	*
kleine mantelmeeuw <i>Larus fuscus</i>	0.3 $\pm$ 0.2	83
kokmeeuw <i>Larus ridibundus</i>	2.4 $\pm$ 1.1	631
rotsduif/stadsduif <i>Columba livia</i>	0.6 $\pm$ 0.6	50

General mixed effects Models

Voor de watersnip werd geen relatie gevonden tussen de aantallen, het stoppelbeheer en de waterstand (tabel 2). In het uiteindelijke model werd een effect van het waterbeheer gevonden bij kluut, kievit en grutto (tabel 2), en een effect van het stoppelbeheer werd gevonden bij kluut, kievit, grutto en tureluur (tabel 2, tabel 6). De kluut, kievit en grutto hadden een significante voorkeur voor de ondergelopen velden (tabel 3). Het stoppelbeheer (tabel 4) was van belang voor vier soorten; de kluut en de grutto werden in significant hogere dichtheden gevonden in geploegde velden. De tureluur werd zowel op braakliggende percelen als op geploegde percelen in relatief hoge dichtheden vastgesteld.

Tabel 2.4. Resultaten van de regressie analyse voor de onderzochte soorten. Voor elke soort is weergegeven welke fixed factors (WET; waterniveau, STR; stoppelbeheer) in het uiteindelijke model zijn opgenomen en de (pseudo) R^2 . *Results of the regression analysis, for each studied species. For each species we indicate the fixed factors included in the final fitted model, and the pseudo R^2 calculated for that model.*

	Fixed factors		pseudo R^2
	WET	STR	
kluut/Avocet	X	X	0.42
kievit/Lapwing	X	X	0.52
watersnip/Snipe	-	-	-
grutto/Black-tailed Godwit	X	X	0.59
tureluur/Redshank	-	X	0.22

Tabel 2.5.: De dichtheid (aantal vogels /10 ha en de standaardfout) van kluut, kievit en grutto afhankelijk van de hoeveelheid water op de rijstvelden (factoren met hetzelfde superscript zijn niet verschillend van elkaar). *Species preference for the amount of water in the fields. All densities are in birds/10 ha $\pm$ SE. In each line of the table, different letters indicate significant differences in the a posteriori Tukey HSD tests.*

Waterniveau /waterlevel	Droog/dry	Vochtig/moist	Ondergelopen/Flooded
kluut/Avocet	0.0 $\pm$ 0.0 ^a	0.0 $\pm$ 0.0 ^a	19.3 $\pm$ 5.1 ^b
kievit/Lapwing	0.1 $\pm$ 0.0 ^a	3.9 $\pm$ 1.5 ^a	24.9 $\pm$ 4.1 ^b
grutto/Black-tailed godwit	0.0 $\pm$ 0.0 ^a	0.0 $\pm$ 0.0 ^a	85.8 $\pm$ 1.7 ^b

Tabel 2.6.: De dichtheid (aantal vogels /10 ha en de standaardfout) van kluut, kievit, grutto en tureluur afhankelijk van het landgebruik (rijst, stoppels, geploegd en braak; factoren met hetzelfde superscript zijn niet verschillend van elkaar). *Species preference for different straw management stages. All densities are in birds/10 ha $\pm$ SE. In each line of the table, different letters indicate significant differences in the a posteriori Tukey HSD tests.*

	Landgebruik/ Land use			
	Rijst mature rice	Stoppels /standing stubble	Geploegd/ ploughed field	Braak/ set-aside
kluut/Avocet	0.0 $\pm$ 0 ^a	0.0 $\pm$ 0.0 ^a	15.7 $\pm$ 2.9 ^b	0.0 $\pm$ 0.0 ^a
kievit/Lapwing	0.0 $\pm$ 0 ^a	0.9 $\pm$ 0.3 ^a	0.6 $\pm$ 0.2 ^a	20.1 $\pm$ 8.1 ^b
grutto/Black-tailed Godwit	0.0 $\pm$ 0 ^a	0.9 $\pm$ 0.3 ^a	66.6 $\pm$ 1.2 ^b	0.0 $\pm$ 0.0 ^a
tureluur/Redshank	0.0 $\pm$ 0 ^a	0.1 $\pm$ 0.0 ^a	2.1 $\pm$ 0.4 ^b	1.9 $\pm$ 0.2 ^b

Discussie

De dichtheid aan watervogels in de Portugese rijstvelden is relatief laag en bedraagt 4,07 $\pm$ 0,13 vogels per hectare. Deze schattingen zijn vergelijkbaar met dichtheden die worden gevonden in natuurlijk habitat in naburige estuaria (4,72 vogels per hectare; Granadeiro *et al.* 2007) en onderstreept het belang van rijstcultuur (Fasola & Ruíz 1996, Elphick 2000). Een waarschuwing is hier echter op z'n plaats. In veel gebieden is het mogelijk dat vogels hun toevlucht zoeken tot rijstvelden omdat de overgebleven natuurlijke wetlands in een slechte staat verkeren. Het is zeer goed mogelijk dat rijstvelden geen volwaardig alternatief zijn voor natuurlijke habitats, maar meer de rol vervullen van een noodzakelijk compromis (Lawler 2001, Ma *et al.* 2004, Zwarts *et al.* 2005). In gebieden waar natuurlijk habitat nog steeds ruimschoots aanwezig is, en in goede staat verkeert, zoals in de Camargue (Frankrijk), vindt men aanzienlijk lagere vogeldichtheden op rijstvelden ten opzichte van natuurlijke habitats (Tourenq *et al.* 2001).

De gevonden dichtheden zijn gebaseerd op een groot aantal verschillende rijstvelden, representatief voor de verschillende omstandigheden die de vogels in deze regio ondervinden. Aantallen voor de watersnip en de grutto zijn waarschijnlijk onderschattingen. De watersnip is lastig te tellen vanwege zijn verborgen levenswijze en hierdoor werd deze soort maar in een klein aantal tellingen vastgesteld. De aantallen grutto's zijn waarschijnlijk onderschat omdat de soort een zeer geclusterd

voorkomen in zowel ruimte als tijd heeft. De grutto verblijft relatief kort in het gebied, en als ze aanwezig zijn, komen ze voor in grote geconcentreerde groepen. Hierdoor kunnen enkele rijstvelden tienduizenden grutto's bevatten (Kuijper *et al.* 2006).

Rijstvelden vormen tegenwoordig 15% van het mondiale wetland areaal, en in veel gebieden zijn het de enige beschikbare wetlands (Elphick 2000, Lawler 2001). Als in de bedrijfsvoering rekening gehouden wordt met vogels kan een grote beschermingslag gemaakt worden. De analyse laat zien dat het waterbeheer en het stoppelbeheer significant effect hadden op de meeste soorten. De watersnip, de enige soort waarvan de dichtheden niet beïnvloed werden door waterbeheer en stoppelmanagement, kan zowel droge als natte rijstvelden benutten (Maeda 2001). Andere factoren die meespelen voor de watersnip zijn het verschil in habitatkeuze tussen mannetjes en vrouwtjes (McCloskey & Thompson 2000) en verstoring ten gevolge van de jacht.

De soorten waarbij het waterniveau een sterk sturende factor was, hadden in alle gevallen de hoogste dichtheid in de ondergelopen velden. Het belang van ondergelopen rijstvelden is eerder aangetoond in Californië, waar de hoogste aantallen en diversiteit aan soorten watervogels in dit type rijstveld werd vastgesteld (Elphick & Oring 1998, 2003). Kluten filteren kleine evertebraten uit de waterkolom of de bovenste laag van het sediment (Moreira 1995) en hebben daardoor altijd minstens een kleine laagje water nodig om te foerageren. Grutto's foerageren op rijstkorrels die het meest voorradig zijn op ondergelopen velden. Kieviten kunnen foerageren in een scala aan habitats, variërend van wetlands tot droge graanakkers (Delgado & Moreira 2000, Atkinson *et al.* 2002), maar onze gegevens laten vooral een voorkeur zien voor ondergelopen rijstvelden, en de kievit wordt bijna niet gezien op droge velden.

Drie van de vijf onderzochte steltlopersoorten vertoonden hogere dichtheden op geploegde velden, terwijl braakliggende rijstcomplexen vooral van belang zijn voor de kievit en in mindere mate voor de tureluur. Het effect van ploegen lijkt te verschillen tussen gebieden, met tegengestelde resultaten. In Japan worden vogeldichtheden negatief beïnvloed door ploegen (Maeda 2001), door een vermindering van de beschikbaarheid van zaad (Shimada 1999). In Californië had ploegen een positieve uitwerking op steltlopers, maar veroorzaakte wel een verlaging van dichtheid aan vogels in het algemeen (Elphick & Oring 1998, 2003). Onze resultaten tonen aan dat steltlopers de geploegde velden prefereren en waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt doordat deze velden worden geëgaliseerd en daardoor in het voorkomen meer lijken op natuurlijke slikvlaktes. Grutto's foerageren vooral op valrijst in Portugal en de relatief hoge aantallen op geploegde akkers is verklaarbaar door de hogere dichtheid aan valrijst op deze percelen. De hoge dichtheid aan kieviten op braakliggende rijstvelden is in overeenstemming met wat er uit de literatuur bekend is (Delgado & Moreira 2000). Braakliggende rijstvelden zijn daarnaast van belang voor de tureluur, maar dan alleen als ze onder water staan

Uit deze studie komt naar voren dat het water- en stoppelbeheer een duidelijke invloed hebben op de dichtheid van steltlopers. Het onder water zetten van de rijstvelden heeft een positieve uitwerking op de meeste soorten.

3 Overlevingsanalyse weidevogels

3.1 Inleiding

Sterfte of mortaliteit vormt de tegenhanger van de reproductie. Een populatie in evenwicht produceert jaarlijks een hoeveelheid nieuwe aanwas die de sterfte compenseert, en een grondige overlevingsanalyse is nodig om te weten hoe groot de aanwas zou moeten zijn.

Daarnaast kan een gedetailleerde overlevingsanalyse inzicht geven in leeftijdsafhankelijke overlevingskansen, regionale overlevingskansen en seizoensafhankelijke overlevingskansen. Door deze kansen onderling te vergelijken en patronen in de tijd te onderzoeken kan inzicht verkregen worden in de vraag of bepaalde leeftijdsklassen, specifieke regio's of gebieden (die in een bepaalde tijd van het jaar worden gebruikt) een verhoging van de sterfte laten zien.

3.2 Vraagstelling

- Wat is de overlevingskans op verschillende momenten in de jaarcyclus voor vier soorten weidevogels (scholekster, Kievit, grutto en tureluur)
- Is er een verschil in overleving tussen leeftijdsklassen (juveniel versus adult)
- Is er een verschil in overlevingskans tussen jaren en seizoenen voor weidevogels die in het binnenland broeden.
- Zo ja, kan dit verklaard worden aan de hand van bijvoorbeeld de strengheid van de winter
- Is er een trend waarneembaar in de overlevingskans in de tijd
- Is er een verschil tussen de overlevingskansen van vogels die in het binnenland en vogels die aan de kust broeden?

3.3 Methode

3.3.1 Data

Voor vier verschillende weidevogelsoorten is gebruik gemaakt van gegevens uit de databank van het vogeltrekstation: scholekster, Kievit, tureluur en grutto. Deze gegevens zijn verzameld in de periode 1959-2008. De vogels zijn geringd als nestjong (pullus) of als adult en vervolgens levend of dood teruggemeld (in Nederland of elders). Voor adulte vogels is de analyse beperkt tot Nederlandse broedvogels, dus alleen individuen die in het broedseizoen in Nederland zijn geringd. Er is uitgegaan van een broedseizoen dat loopt van half maart tot half juli voor scholekster en Kievit, van half april tot half juli voor de tureluur, en voor de grutto is uitgegaan van de

periode half maart tot het eind van juli. Dezelfde datumgrenzen werden aangehouden om terugmeldingen van levende vogels toe te wijzen aan het 'broedseizoen' of aan de doortrek/overwinteringsperiode. Als we refereren aan het 'broedseizoen' voor een bepaalde soort, dan bedoelen we de tijdsperiode waarin broeden normaliter plaatsvindt. Bijvoorbeeld voor jonge scholeksters, die nog geen deel nemen aan het broedproces, impliceert de overleving in het 'broedseizoen' de overleving in de periode half-maart tot half juli. Alle doodmeldingen (die betrekking hadden op verse kadavers) zijn in de analyse meegenomen, behalve doodmeldingen van pullen die plaatsvonden in hetzelfde broedseizoen, aangezien deze overlappen met schatting van het broedsucces. Bij de grutto zijn kuikens, doodgemeld binnen hetzelfde broedseizoen, wel meegenomen in de analyse.

De scholekster en de tureluur broeden voornamelijk in twee soorten habitat in Nederland: agrarische graslanden in het binnenland en natuurlijke kwelders langs de kust van de Waddenzee en de Delta. Deze twee broedbiotopen verschillen aanzienlijk van elkaar, maar buiten het broedseizoen wordt er vanuit gegaan dat alle tureluurs en scholeksters in hetzelfde habitat verblijven. Omdat het erg aannemelijk is dat kwelders en agrarisch land aanzienlijk verschillen in omgevingsfactoren en verstoringdruk, werden de databestanden voor tureluur en scholekster gestratificeerd naar regio. De gegevens werden gesplitst op grond van de locatie waar vogels geringd werden in broedgebieden langs de kust (*coastal*) en broedgebieden die op minstens 3 km van de kust in het binnenland liggen (*inland*).

Tabel 3.1 biedt een overzicht van het beschikbare materiaal. Voor elke soort en leeftijdsklasse wordt het aantal vogels dat geringd is, het aantal terugmeldingen (verse dode vondsten) en het aantal vogels dat in ieder geval één keer levend is vastgesteld weergegeven. De gegevens voor tureluur en scholekster zijn uitgesplitst naar regio, dat wil zeggen naar de herkomst 'binnenland' en 'kust'. Voor de jaarlijkse variatie in deze gegevens verwijzen we naar de figuren in de appendix.

Tabel 3.1. Totaal aantal geringde pullen en adulten (*ringed birds*), aantal verse doodmeldingen (*freshly dead recoveries*) en het aantal individuen dat levend is vastgesteld (*individuals re-encountered alive at least once*), uitgesplitst voor de regio's binnenland (*inland*) en kust (*coastal*), voor vier weidevogelsoorten.

Total number of ringed and re-encountered birds per species, age classes and region.

species	region	age	ringed birds	freshly dead recoveries	individuals re-encountered alive at least once
Redshank (tureluur)	Inland	Pullus	4711	41	
		Adult	123	4	
	Coastal	Pullus	8988	138	
		Adult	147	1	
Lapwing (kievit)	Inland	Pullus	123491	2472	
		Adult	2197	46	
Oystercatcher (scholekster)	Inland	Pullus	13923	552	826
		Adult	2901	242	833
	Coastal	Pullus	16885	693	498
		Adult	886	55	360
Black-tailed Godwit (grutto)	Inland	Pullus	36612	804	469
		Adult	2788	64	138

3.3.2 Methode algemeen

De overlevingschattingen zijn uitgevoerd met behulp van *capture-recapture* modellen (Lebreton *et al.* 1992). Met deze modellen is het mogelijk de overlevingskans te schatten in situaties waarbij de vangstkans en de vindkans variëren. Deze modellen houden rekening met variatie in de ringinspanning en in de terugmeldkans tussen jaren en groepen. Afhankelijk van de beschikbare gegevens (bijvoorbeeld hervangsten van levende vogels of vondsten van dode vogels) werd een verschillende aanpak

gekozen. Uit de literatuur blijkt vrijwel altijd dat er een groot verschil in overleving is tussen juveniele en adulte vogels. Voor alle soorten werd daarom rekening gehouden met een verschil in overleving gerelateerd aan leeftijd. Bij de tureluur, de kievit en de grutto werd onderscheid gemaakt tussentwee verschillende leeftijdscategorieën: juveniel (vanaf het moment van ringen tot ongeveer één jaar na ringen) en adult (alle vogels ouder dan één jaar). Voor de langlevende scholekster werd onderscheid gemaakt in drie leeftijdscategorieën: juveniel (eerste jaar), sub-adult (tweede jaar) en adult (ouder dan 2e jaars).

3.3.3 Modellen

Jaarlijkse overlevingskansen

Voor tureluur en kievit werd de overleving gemodelleerd aan de hand van alleen de dood meldingen in het programma MARK (White & Burnham 1999). In deze modellen gaat men ervanuit dat individuen van jaar op jaar overleven met een overlevingskans Φ (uitgesproken als 'phi'). De kans dat van deze vogels een ring wordt teruggemeld heeft een waarschijnlijkheid 'r'. Voor de scholekster en de grutto werden modellen gebruikt gebaseerd op gegevens van zowel nog levende individuen als dood gevonden individuen (Burnham 1993). Deze modellen geven de schatters Φ en 'r', maar leveren daarnaast schatters voor de kans dat een vogel levend wordt gevangen 'p' en de kans 'F' dat de vogel in leven is in het gebied.

Overlevingskansen per seizoen

Voor de soorten waar voldoende gegevens beschikbaar waren (kievit, scholekster en grutto), werd de overleving in het broedseizoen en de overleving in het doortrek/winterseizoen onderzocht met *multistate capture-recapture* modellen. In deze modellen wordt naast het schatten van de overleving (de overgangskans van de levende 'staat' naar de dode 'staat', ook nog rekening gehouden met een lager niveau, waarin de overgangskansen van broedseizoen naar niet-broedseizoen en vice versa zijn verdisconteerd (Lebreton *et al.* 1999). Voor details over deze methode verwijzen we naar de appendix. In het kort komt het erop neer dat we drie toestanden hebben gedefinieerd: één voor de levende en twee voor de dode. De laatste twee zijn afhankelijk van het moment waarop het noodlot toesloeg: dood in het broedseizoen of dood buiten het broedseizoen. De overlevingsmatrix is verdeeld in twee panelen: de eerste beschrijft de overleving in het niet-broedseizoen, de tweede beschrijft de overleving in het broedseizoen (zie appendix).

Daarnaast werd de overlevingskans per jaar, per regio en in relatie tot de winter strengheid onderzocht. Om tot de juiste modelkeuze te komen werd gebruik gemaakt van het programma E-SURGE v1.1.1. (Choquet *et al.* 2009). De aanpak die dit programma voorstaat is gebaseerd op de aanname dat de verschillende opeenvolgende 'states' waarin een individu zich bevindt niet direct worden geobserveerd. Voor elk moment in de tijd wordt maar een beperkt aantal *events* waargenomen. Het waargenomen 'event' op een bepaald moment in de tijd hangt alleen af van de niet-waargenomen onderliggende staat waarin het individu verkeert.

Model keuze

Voor de keuze van het best-passende model werd gebruik gemaakt van de Akaike procedure (Burnham & Anderson 1998). Deze procedure staat toe dat niet-geteste modellen onderling vergeleken worden op grond van het Akaike Informatie Criterium (QAICc). Dit criterium werd als volgt berekend: $QAICc = -2\log(L)/\hat{c} + 2np + 2np(np + 1)/(n - n_{ess} - np - 1)$, waarin L de waarschijnlijkheid van het beschouwde model is, $\hat{c}$ ('c-hat') een maat is voor de overdispersie van de data, np het aantal parameters is en n-ess de effectieve steekproefgrootte. Het uiteindelijk geselecteerde model ging uit van de kleinere QAICc waarde. Aan twee modellen werd een gelijke geschiktheid toegekend als de QAICc waardes niet meer dan 2 verschilden. QAICc 'weight' geeft het relatieve belang aan van elk model en er is gebruik gemaakt van een algemene logit-link functie.

Hoe geschikt zijn de aannames van het model? Goodness-of-fit (GOF)

Capture-recapture modellen zijn gebaseerd op een aantal aannames zoals eenzelfde vangkans voor individuen binnen een groep. Een goodness-of-fit (GOF) test onderzoekt of deze aannames realistisch zijn voor de gegevens die geanalyseerd worden (Pradel *et al.* 2005). In *multi-state* modellen bestaat een GOF test uit het Jolly Move Model (JMV), maar er is op dit moment nog geen GOF test beschikbaar voor een mix van hervangsten en vondsten (Pradel *et al.* 2005). Daarom voerden we afzonderlijke GOF tests uit op de hervangsten en op de vondsten zoals uitgelegd in Duriez *et al.* (2009). Deze tests detecteren een overschot aan 'vroege terugmeldingen', dat wil zeggen in het jaar volgend op het ringen, en een overschot aan terugmeldingen die geconcentreerd zijn in latere jaren. Alle GOF-tests werden uitgevoerd met het programma U-CARE v2.5 (Choquet *et al.* 2005). De overdispersie coëfficiënt werd onderzocht met behulp van de Median $\hat{c}$ aanpak zoals voorgesteld in het programma MARK (White & Burnham 1999). De variantie 'opblaas' factor, $\hat{c}$, zoals geschat voor het volledige model werd vervolgens gebruikt om de *deviance* van alle daaropvolgende modellen te corrigeren en werd vervolgens gebruikt om de variantie van de parameters te corrigeren.

Statistische analyse

Trends van de overlevingskans in de tijd werden onderzocht met een lineaire correlatie test op de jaarlijkse schattingen. Als er een trend voor juveniele overlevingskansen in de tijd werd gevonden, werd onderzocht of deze mogelijk veroorzaakt kon zijn door een verschuiving in de ringdatum (een afname van de overlevingskans van kuikens kan bijvoorbeeld verklaard worden door een vervroeging van de ringdatum, omdat jonge kuikens nog een relatief lage overlevingskans hebben). Echter, een gemiddelde vervroeging van de ringdatum hoeft niet in te houden dat de kuikens ook jonger zijn (het kan immers ook veroorzaakt worden door een verschuiving van de gehele broedcyclus in de tijd). Om erachter te komen of het broedseizoen in z'n geheel vervroegd was hebben we de gegevens gerelateerd aan de *growing degree days* index; GDD. Dit is een cumulatieve temperatuur som, die de dagelijkse temperatuur sommeert over het seizoen, voor alle dagen waarvan de temperatuur boven de -5°C is (zie Botta *et al.* 2000). Eerst werden de residuen berekend van de lineaire regressie van de gemiddelde ringdatum met de GDD index, vervolgens werd getest of deze residuen een trend in de tijd vertoonden. We hebben een variantieanalyse toegepast om te onderzoeken of er een verschil in overleving per decade per soort aanwezig was. Het effect van weersvariabelen (het aantal vorstdagen, neerslag per seizoen, beide van het KNMI in De Bilt) werd onderzocht aan de hand van lineaire modellen in het programma R (R development Core Team, 2009). Daarnaast is onderzocht of de overlevingskansen een correlatie vertonen met de ontwikkeling van de broedpopulatie in Nederland. Hierbij werd gebruik gemaakt van de SOVON index (<http://www.sovon.nl/xls/broedvogeltrends.xls>). tussen 1997 en 2007.

3.4 Resultaten

GOF

Resultaten van de *goodness of fit* test voor de vondsten en de terugvangsten zijn weergegeven in tabel 3.2 en tabel 3.3.

Tabel 3.2. Resultaten van de ‘goodness-of-fit’ test voor doodvondsten. M.ITEC test voor een overdaad aan terugmeldingen (binnen één jaar na ringen). M.LTEC test voor een overdaad aan terugmeldingen in latere jaren. De resultaten van de algemene tests zijn gegeven: ns (niet significant, $p > 0.05$), juveniel=eerste jaar na ringen voor vogels van oorsprong geringd als pullus, adult=vanaf het tweede jaar na ringen voor vogels oorspronkelijk geringd als pullus en alle jaren voor vogels geringd als adult.

Results of GOF test for dead recoveries data. M.ITEC tests for an excess of immediate recoveries (i.e. in the year following ringing). M.LTEC tests for an excess of recoveries concentrated in some later years. Results of global tests are provided; ns: non significant test i.e. $p > 0.05$. Juvenile: first year after ringing for birds ringed as pullus, adult: from second year after ringing for birds ringed as pullus and all years for birds ringed as adult.

Species	group	M.ITEC	M.LTEC	recovery rate model
Redshank (tureluur)	Pullus inland	$X^2_{19} = 30$, $p = 0.049$	ns	juvenile + adult, constant
	Pullus coastal	$X^2_{38} = 88$, $p < 0.0001$	ns	
	Adult inland	Not tested		
	Adult coastal	Not tested		
Lapwing (kievit)	Pullus	$X^2_{45} = 462$, $p = 0.0005$	ns	(juvenile + adult)*time
	Adult	ns	ns	
Oystercatcher (scholekster)	Pullus inland	$X^2_{47} = 502.3$, $p < 0.0001$	ns	(juvenile + adult)*time
	Pullus coastal	$X^2_{47} = 471.3$, $p < 0.0001$	ns	
	Adult inland	ns	ns	
	Adult coastal	ns	ns	
Black-tailed Godwit (grutto)	Pullus	$X^2_{48} = 187$ $p < 0.0001$	ns	(juvenile + adult)*time
	Adult	ns	ns	

Op grond van deze resultaten is per soort een aanpak gekozen die er zorg voor draagt dat het gekozen model relevant is voor het verklaren van de variatie. Voor de meeste soorten komt het erop neer dat de overlevingsmodellen rekening houden met de leeftijdsklasse (juveniel of adult) en met de tijd (in jaren). Bij scholeksters die levend werden teruggevangen of waargenomen werd zowel een *transient* effect vastgesteld als een vangst afhankelijkheid (*trap happiness*). Het transient effect kan een bias veroorzaken doordat een gedeelte van de vogels een lagere kans heeft om gemeld te worden (bijvoorbeeld doordat het doortrekkers waren, die op het moment van ringen toevallig in Nederland waren, maar de rest van hun leven in een gebied doorbrengen waar de kans kleiner is dat ze gezien of gevonden worden). Het *trap-happiness* effect creëert een bias omdat bepaalde individuen een veel grotere kans hebben om gezien of gevonden te worden. Dit wordt meestal veroorzaakt door onderzoekers, die niet random te werk gaan, maar hun vangstinspanningen concentreren. Daarom zijn in het model aparte schattingen gemaakt voor de leeftijdscategorieën juveniel, sub-adult en adult, zoals voorgesteld door Pradel *et al.* (2005).

De mediane c-hat analyse gaf schattingen lager dan 2 voor de alle soorten (tureluur: 1,35; SE = 0,16; kievit: 1,4; SE = 0,05; scholekster: 1,6; SE = 0,01; grutto: 1,007; SE = 0,04); deze waarden zijn gebruikt om QAICc te corrigeren voor overdispersie.

Tabel 3.3. Resultaten van de goodness-of-fit test voor terugvangsten van de scholekster en de grutto. De resultaten van de algemene tests zijn gegeven: ns (niet significant, $p > 0.05$). a2 betekent dat twee leeftijdsklassen (juveniel en adult) zijn onderscheiden per regio (binnenland/inland versus kust/coastal).

Results of GOF test for alive recapture data. Results of global tests are provided; ns: non significant test i.e. $p > 0.05$. a2: two age classes, i.e. year after ringing and all the years after for each region (inland versus coastal).

Species	group	transient	trap dependence	recapture rate model
Oystercatcher (scholekster)	Pullus inland	$X^2_{44} = 433.7$, $p < 0.0001$	$X^2_{44} = 146.7$, $p < 0.0001$	a2*time
	Pullus coastal	$X^2_{41} = 249.43$, $p < 0.0001$	$X^2_{41} = 68.3$, $p = 0.005$	
	Adult inland	ns	$X^2_{27} = 68.8$, $p < 0.0001$	
	Adult coastal	$X^2_{14} = 32.2$, $p = 0.004$	ns	
Black-tailed Godwit (grutto)	Pullus	$X^2_{26} = 187.1$, $p < 0.0001$	ns	(juvenile + adult)*time
	Adult	ns	ns	

3.4.1 Jaarlijkse overlevingskansen

Tureluur

We hebben onderzocht of de overleving verschilde tussen de regio's. Omdat er onvoldoende gegevens beschikbaar waren om alle parameters in één volledig tijdsafhankelijk model te testen, hebben we ervoor gekozen het tijdseffect alleen te onderzoeken in hetzelfde model waarin we testen voor het verschil in juveniele en adulte overleving in relatie tot de strengheid van de winter. Het best passende model (nr 1, tabel 3.4) gaat er vanuit dat er geen verschil in overleving is tussen de twee regio's. Tureluurs langs de kust geringd hebben dezelfde overlevingskans als tureluurs die geringd zijn in het binnenland (tabel 3.4). De overlevingskans van een juveniele tureluur is geschat op 0,534 (95% betrouwbaarheids interval: 0,384-0,678), een volwassen tureluur heeft een geschatte overlevingskans van 0,756 (95% betrouwbaarheids interval: 0,690-0,812). Met het tweede en derde model onderzochten we een verschil tussen regio's. In beide gevallen was de overleving in het binnenland hoger dan aan de kust (adult binnenland 0,77 (0,67-0,84); adult kust 0,74 (0,65-0,81); juveniel binnenland 0,53 (0,38-0,68); juveniel kust 0,39 (0,02-0,94). De schatting voor de adulte overleving van de tureluur (0,76) is vergelijkbaar met schattingen uit studies in estuaria in Wales en Schotland (0.73-0.93 en 0.74; Burton *et al.* 2006, Insley *et al.* 1997), voor een populatie aan de Zweedse Oostzeekust (0.80, Otvall 2005) en uit een studie in Engeland (0.72-0.75, Thompson & Hale 1992). Voor juveniele tureluurs is geen goed vergelijkingsmateriaal beschikbaar.

Tabel 3.4. Model selectie voor de tureluur. De eerste acht modellen zijn specifieke modellen, nr 9 is het volledige tijdsafhankelijk model. Juveniel (eerste jaar na ringen voor vogels van oorsprong geringd als pullus), adult (vanaf het tweede jaar na ringen voor vogels oorspronkelijk geringd als pullus en alle jaren voor vogels geringd als adult), area (binnenland of kust), twinter (strengheid van de winter en jaareffect t), constant: geen leeftijdseffect, nb par (aantal geschatte parameters).

Redshank survival model selection: first eight models and fully time dependent model. Juvenile: first year after ringing for birds ringed as pullus, adult: from second year after ringing for birds ringed as pullus and all the years for birds ringed as adult, area: coastal vs inland, twinter: severe winter, t: year effects, constant: no age effect. nb par: number of parameters estimated.

nr	model survival	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weight	nb par.
1	juvenile+adult	1789.19		0.357	5
2	juvenile+adult*area	1791.06	1.87	0.139	6
3	juvenile*area+adult	1791.13	1.94	0.135	6
4	juvenile*twinter+adult	1791.16	1.97	0.133	6
5	juvenile+adult*twinter	1791.17	1.98	0.133	6
6	juvenile*area+adult*area	1793.01	3.82	0.053	7
7	juvenile*twinter+adult*twinter	1793.14	3.95	0.049	7
8	constant*area	1798.63	9.44	0.000	7
9	juvenile*t+adult*t	1838.27	49.08	0.000	62

Kievit

Een groot aantal parameters kon niet geschat worden, hierdoor waren we genooddaakt om tijdsgebonden effecten op de terugmeldkans te schatten voor 10-jarige periodes. Het volledige tijdsafhankelijke model werd afzonderlijk gefit voor juvenielen en adulten.

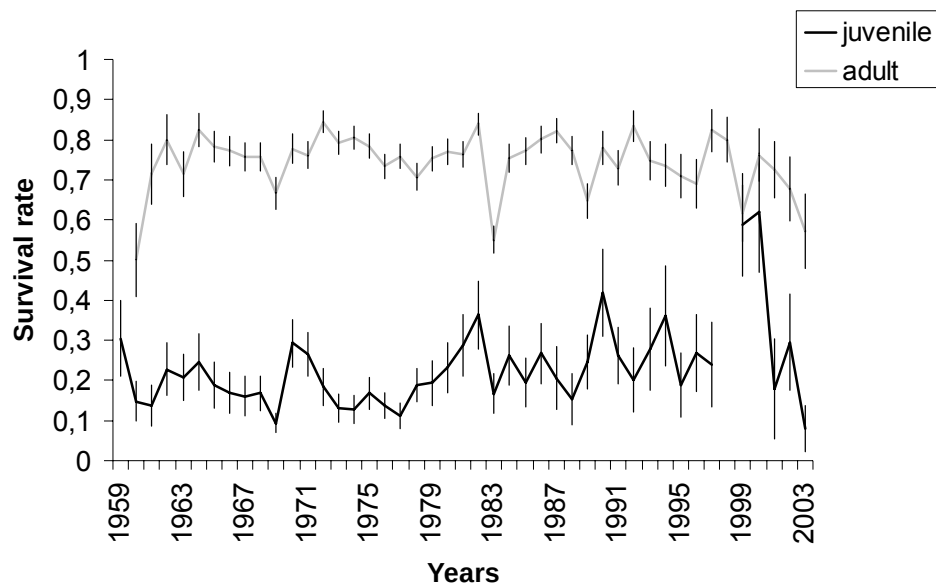
Het best passende model (tabel 3.5, nr 1) gaat uit van tijdseffecten op zowel juveniele als adulte kievit. De modellen die rekening houden met de strengheid van de winter zijn niet beter dan modellen die hier geen rekening mee houden (alle delta QAICc waarden zijn kleiner dan 2). In figuur 3.1 is de variatie in overlevingskans door de tijd uitgezet voor juvenielen en adulten, na 2003 wordt de schatting onbetrouwbaar (deze zijn dan ook niet opgenomen). De overlevingskans van juvenielen nam significant toe over de jaren ($r = 0,39$; $df = 42$; $p = 0,008$), bij de volwassen kievit was deze trend afwezig ($r = -0,10$; $df = 42$, $p = 0,48$). De toename van de overlevingskans van juveniele kievit werd niet veroorzaakt doordat pullen misschien tegenwoordig op een latere leeftijd worden geringd. Aangezien kievit niet op latere, maar juist op iets jongere leeftijd worden geringd. De ringdatum van pullen, gecorrigeerd voor de GDD index nam significant af ($r = -0,28$; $df = 46$; $p = 0,04$). De overlevingskans voor een adulte kievit is 0,748 ($sd = 0,06$) en voor juvenielen 0,232 ($sd = 0,11$).

Tabel 3.5. Model selectie voor de kievit. Juveniel (eerste jaar na ringen voor vogels van oorsprong geringd als pullus). Adult (vanaf het tweede jaar na ringen voor vogels oorspronkelijk geringd als pullus en alle jaren voor vogels geringd als adult), area (binnenland of kust), twinter (strengheid van de winter en jaareffect t), nb par (aantal geschatte parameters).

Lapwing survival model selection: comparison of time effect models. Juvenile: first year after ringing for birds ringed as pullus, adult: from second year after ringing for birds ringed as pullus and all the years for birds ringed as adult, t: year effects. nb par: number of parameters estimated.

nr	model survival	QAICc	delta QAICc	QAICc weight	nb par.
1	juvenile*t+adult*t	25829.3		0.946	100
2	juvenile*t+adult	25835.49	6.19	0.042	54
3	juvenile+adult	25838.27	8.97	0.011	12
4	juvenile+adult*t	25917.82	88.5	0.000	56

De schatting voor de overlevingskans van de Nederlandse kieviten (0,75) is laag vergeleken met vergelijkbare schattingen voor Britse kieviten (0,82; betrouwbaarheidsinterval 0,70-0,87; Catchpole *et al.* 1999, Besbeas *et al.* 2002), maar is vergelijkbaar met de schatting voor adulte vrouwtjes, gebaseerd op een vijfjarige terugvangst studie in Friesland (0,76; Schekkerman *et al.* 2007). De schatting voor de eerstejaars overleving van Britse kieviten (circa 0,6; Peach *et al.* 1994, Besbeas *et al.* 2002) is veel hoger dan onze schatting van 0,23.



Figuur 3.1. Jaarlijkse overlevingskans (met standaardfout) voor juveniele (zwarte lijn) en adulte (grijze lijn) kieviten tussen 1959 en 2003.

Yearly survival estimates (with standard error) for juvenile (black line) and adult (grey line) lapwing from 1959 to 2003.

Scholekster

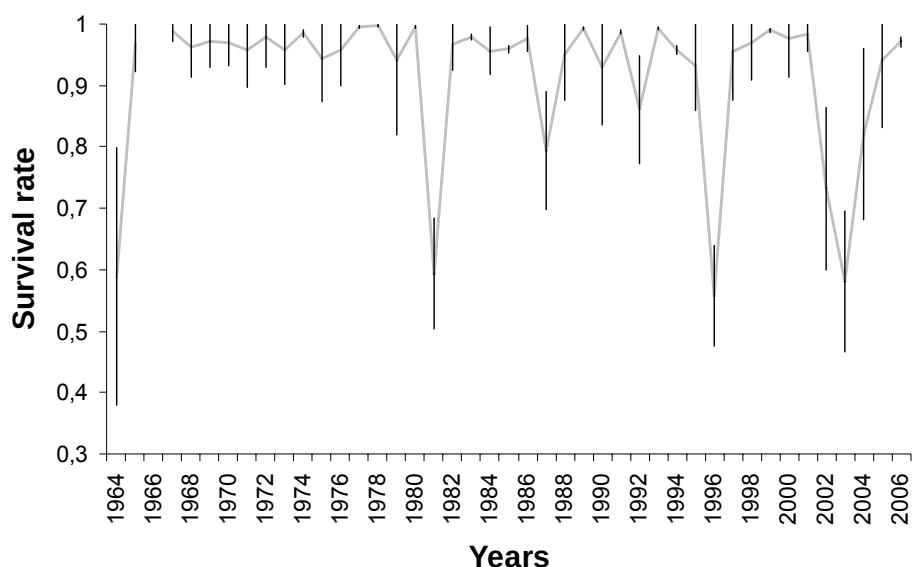
We onderzochten het effect van leeftijd (twee of drie leeftijdscategorieën), tijd en winter strengheid op de overlevingskans van binnenlandse scholeksters. Het beste model (table 3.6, nr 1) gaat uit van verschillende overlevingskansen voor drie leeftijdsgroepen (juveniel, sub-adult en adult), daarnaast gaat dit model uit van jaarlijkse fluctuaties in de overleving van adulten. Er was geen significante trend in de

tijd waarneembaar ($r=-0,14$; $df=42$; $p=0,33$). De overlevingskans was zeer laag voor de jaren 1964, 1981, 1996, 2003. Modellen waarin de winter strengheid was opgenomen verklaarden minder van de variatie in tegenstelling tot eerdere resultaten voor scholeksters langs de kust (Duriez *et al.* 2009, van de Pol 2006). De geschatte overlevingskans voor de verschillende leeftijdscategorieën bedraagt voor juvenielen: 0,183 ($se=0,01$), sub-adulten 0,959 ($se=0,009$) en voor adulten 0,916 ($se=0,018$). De overlevingskans voor juvenielen was veel lager dan eerdere schattingen, gebaseerd op studies aan gekleurmerkte individuen in de Waddenzee (juvenile 0,55; Oosterbeek *et al.* 2006, juvenile 0,44-0,61; van de Pol 2006) en gebaseerd op een dataset die bestond uit zowel binnenland vogels als kustvogels (juvenile 0,28; 1980-1996; Neve & van Noordwijk 1997). De overlevingskans van sub-adulten in onze studie (0,96) was hoger vergeleken met eerdere schattingen voor de Waddeneilanden (subadult 0,73; van de Pol 2006) en voor geheel Nederland (subadult 0,65; 1980-1996; Neve & van Noordwijk 1997). De overlevingskans voor adulten (0,916) was in de range van eerder gepubliceerde getallen voor Nederland en Engeland (0,85-0,96; Neve & van Noordwijk 1997, Atkinson *et al.* 2003, Atkinson *et al.* 2005, Oosterbeek *et al.* 2006; van de Pol 2006, le V. dit Durell *et al.* 2000, 2007).

Tabel 3.6. Model selectie voor de scholekster. Juvenile (eerste jaar na ringen voor vogels van oorsprong geringd als pullus), sub-adult (tweede jaar na ringen voor vogels oorspronkelijk geringd als pullus), adult (vanaf het tweede jaar na ringen voor vogels oorspronkelijk geringd als pullus en alle jaren voor vogels geringd als adult), t is het jaareffect en nb par is het aantal geschatte parameters..

Oystercatcher survival model selection: comparison of time effect models. Jjuvenile: first year after ringing for birds ringed as pullus, sub-adult: second year after ringing, adult: from second or third year after ringing for birds ringed as pullus and all the years for birds ringed as adult, t: year effects. nb par: number of parameters estimated.

nr	model survival	QAICc	delta QAICc	QAICc weight	nb par.
1	juvenile + sub-adult + adult*t	17630.02		0.99	243
2	juvenile + sub-adult*t + adult*t	17639.05	9.02	0.01	293
3	juvenile + adult*t	17671.05	41.02	0.00	242
4	juvenile*t + sub-adult*t + adult*t	17686.12	56.10	0.00	342
5	juvenile*t + adult	17694.35	64.32	0.00	242
6	juvenile + adult	17697.88	67.86	0.00	198
7	juvenile + sub-adult + adult	17800.67	170.64	0.00	199
8	juvenile*t + adult*t	18105.16	475.14	0.00	292



Figuur 3.2. Variatie in de overlevingskans (met standaardfout) van adulte scholeksters over de jaren. Alleen jaren waarvoor betrouwbare schattingen waren zijn opgenomen.

Oystercatcher adult survival rate (with standard error) varying with years. Only reliable estimable years are presented.

Grutto

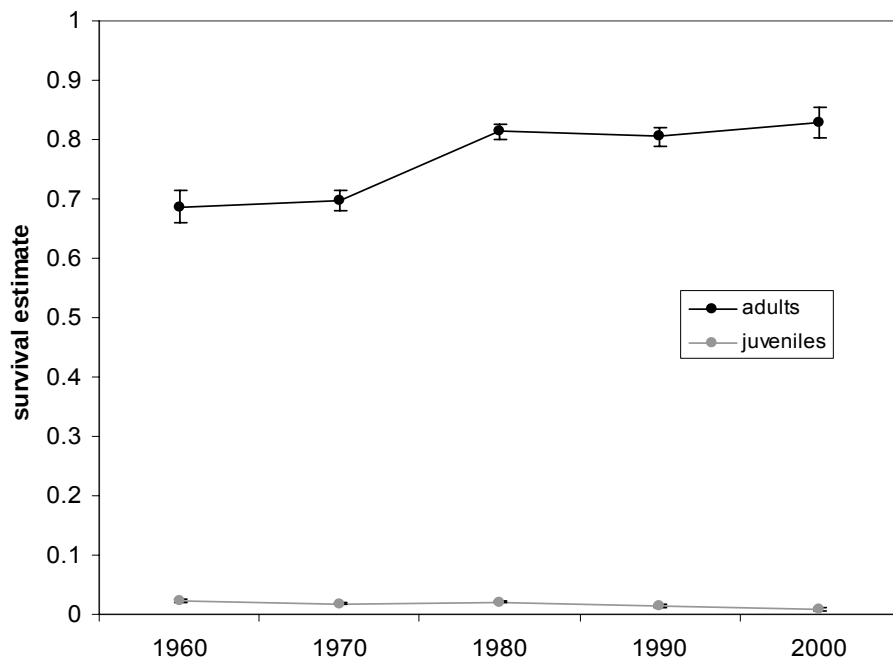
Voor de grutto hebben we de overlevingskans onderzocht over de tijd. Voor adulte grutto's is de dataset beperkt en tijdsafhankelijke overleving is getest op jaarbasis, maar ook op basis van periodes van tien jaar.. Het beste model (tabel 3.7, nr 1) gaat uit van een verschillende overlevingskans voor volwassen en juvenielen en beide zijn afhankelijk van de 10-jarige periode. De p-waarde voor de analyse zonder seizoen: $r=0,910$ $r^2=0,821$ $p=0,0340$, de p-waarde voor seizoenanalyse, non-breeding: $r=-0,052$ $r^2=0,003$ $p=0,934$ en breeding: $r=0,982$ $r^2=0,965$ $p=0,003$. De overlevingskans van adulte grutto's (figuur 3.3) was 0,7 in de jaren '60 en '70 van de vorige eeuw en nam toe tot 0,8 over de laatste 30 jaar. Deze trend heeft een correlatie coëfficiënt van 0,91. De juveniele overleving is erg laag en dit wordt gedeeltelijk veroorzaakt doordat verhoogde mortaliteit in het niet-vliegvlugge stadium in de schatting is meegenomen. Hiernaast is er een *transient* effect bij de Goodness-of-Fit testen gevonden, wat de overlevingsschatting voor juvenielen onbetrouwbaar maakt. Onze schatting van een overlevingskans van (afhankelijk van de gekozen tienjarige periode) rond de 0,7-0,8 is vergelijkbaar met een eerder gepubliceerde schatting voor heel Nederland (adult 0,77; 1960-2000; van Noordwijk & Thompson 2008). Een recente studie gebaseerd op gekleurdde vogels in vier gebieden gaf een vergelijkbare of iets hogere schatting (adult; 0,81-0,93; Roodbergen *et al.* 2008). Aanzienlijk hoger is de overleving van adulte IJslandse grutto's, deze hebben een overlevingskans van tussen de 0,87-0,94 (Gill *et al.* 2001)

Tabel 3.7. Model selectie voor de grutto. Juveniel (eerste jaar na ringen voor vogels van oorsprong geringd als pullus), Adult (vanaf het tweede jaar na ringen voor vogels oorspronkelijk geringd als pullus en alle jaren voor vogels geringd als adult), t is jaareffect, ten is tienjarige periode en nb par is het aantal geschatte parameters.

Black-tailed Godwit survival model selection: comparison of time effect models. Juvenile: first year after ringing for birds ringed as pullus, adult: from second year after ringing for birds ringed as pullus and all the years for birds ringed as adult, t: year effect, ten; ten year period, nb par: number of parameters estimated.

nr	model survival	model	QAICc	Delta	nb par.
----	----------------	-------	-------	-------	---------

		resighting		QAICc	
1	juveniles.ten + adults.ten	ten	19198.48	0	40
2	juveniles.t + adults.t	t	19220.89	22.4089	333
3	juveniles.t + adults.t	ten	19233.63	35.1521	128
4	juveniles.t + adults.t	.	19236.88	38.3963	104
5	juveniles.ten + adults.ten	.	19253.35	54.8652	16
6	juveniles + adults	ten	19259.03	60.5521	32
7	juveniles.t + adults	ten	19334.63	136.1473	80
8	juveniles + adults.t	ten	19460.20	261.7174	79
9	juveniles.ten + adults.ten	t	19576.60	378.1210	254
10	juveniles + adults	t	20068.89	870.4107	246
11	juveniles + adults	.	21234.43	2035.9480	8



Figuur 3.3. Variatie in de overlevingskans (met standard error) van adulte en juveniele grutto's over de tien jarige periodes.

Survival rate (with standard error) for adult and juvenile Black-tailed Godwits on a ten years basis. (The survival rate of juveniles contains pre-fledging mortality and a transient effect, and probably yields unreliable results)

3.4.2 Seizoensafhankelijke overleving

Kievit

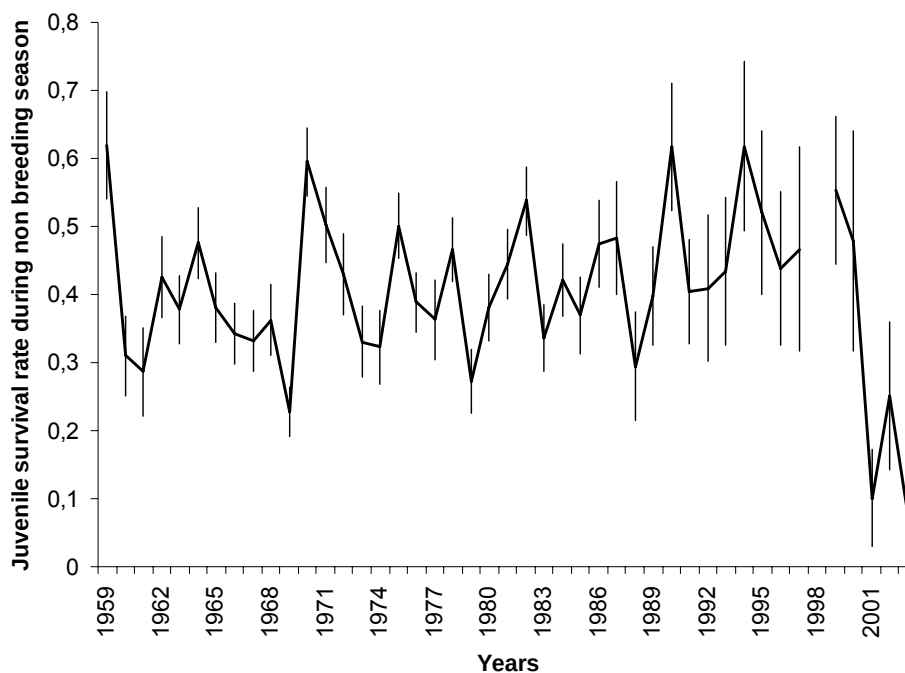
We hebben modellen onderzocht met een volledige tijdsafhankelijkheid voor zowel de seizoenen (broedseizoen versus niet-broedseizoen) als de leeftijdsklassen (adult en juveniel). Het beste model (tabel 3.8, nr 1) gaat uit van tijdsafhankelijke overleving buiten het broedseizoen voor juvenielen en alle andere variabelen zijn constant (juvenielen in het broedseizoen, adulten in het broedseizoen en adulten buiten het broedseizoen). Het opnemen van de strengheid van de winter voor juvenielen in de niet-broedperiode maakt het model niet beter dan het volledige tijdsafhankelijke model (alle delta QAICc > 4)

Tabel 3.8. Seizoensafhankelijke overlevingsmodellen voor de kievit: een vergelijking van tijdsafhankelijke modellen. Juveniel (eerste jaar na ringen voor vogels van oorsprong geringd als pullus), adult (vanaf het tweede jaar na ringen voor vogels oorspronkelijk geringd als pullus en alle jaren voor vogels geringd als adult), b is broedseizoen, nb is niet-broedseizoen t is jaareffect en nb par is het aantal geschatte parameters.

Lapwing seasonal survival model selection: comparison of time effect models. Juvenile: first year after ringing for birds ringed as pullus, adult: from second year after ringing for birds ringed as pullus and all the years for birds ringed as adult, b: breeding season, nb non breeding season, t: year effects. nb par: number of parameters estimated.

Nr	Model	QAICc	Delta QAICc	nb par.
1	juvenile_nb*t+juvenile_b+adult_nb+adult_b	87204.12		52
2	juvenile_nb+juvenile_b+adult_nb+adult_b	87212.17	8.05	5
3	juvenile_nb*t+juvenile_b*t+adult_nb+adult_b	87247.85	43.72	95
4	juvenile_nb+juvenile_b*t+adult_nb+adult_b	87247.95	43.83	51
5	juvenile_nb+juvenile_b+adult_nb*t+adult_b*t	87291.49	87.37	85
6	juvenile_nb*t+juvenile_b*t+adult_nb*t+adult_b*t	87327.69	123.57	175

De overlevingskans van adulten buiten het broedseizoen is 0,812 (se=0,006) en dit is lager dan tijdens het broedseizoen ($\Phi_{nb}=0,934$, se=0,004). De gecombineerde overleving voor het hele jaar komt hiermee op 0,763 (vergelijkbaar met de schatting uit het jaarmodel van 0,748). De overlevingskans van kieviten in hun eerste 'broedseizoen' (0,822) is lager dan de adulte overleving in het broedseizoen. De gemiddelde overlevingskans voor juvenielen buiten het broedseizoen is 0,396 (sd=0,13) en de gecombineerde jaaroverleving komt hiermee op 0,326 (ter vergelijking: de schatting uit het jaarmodel kwam op 0,232). De variatie in overlevingskansen over de jaren voor juveniele kieviten buiten het broedseizoen is weergegeven in figuur 3.4. Dit patroon vertoont geen significante trend ($r=-0,05$; df=42; $p=0,75$). Als echter de laatste drie jaren (met erg lage schattingen) niet worden meegenomen, ontstaat een significant positieve trend in de tijd ($r=0,32$; df=39; $p=0,04$), dus een toename van de gemiddelde overlevingskansen van juveniele kieviten buiten het broedseizoen.



Figuur 3.4: Variatie (inclusief standard fout) in overlevingskans over de jaren, van juveniele kieviten in het niet-broedseizoen (mid-juli tot mid-maart) voor alle jaren waarvoor betrouwbare schattingen waren in de periode 1959-2003.

Lapwing juvenile survival rate (with standard error) during the non-breeding season varying with years. Only years with reliable estimates were included.

Scholekster

We onderzochten het seizoenseffect alleen bij binnenland scholeksters. Het best passende model gaat uit van een juveniele overlevingskans die varieert met de tijd buiten het broedseizoen en van een adulte overleving die varieert met de tijd gedurende het broedseizoen (tabel 3.9). Overlevingsschattingen ontleend aan het beste model, staan weergegeven in tabel 3.10. De gemiddelde overlevingskans buiten het broedseizoen was het hoogst voor adulten (0,932), gevolgd door sub-adulten (0,875) en aanzienlijk lager voor juvenielen (0,240; tabel 3.10). Eerstejaars vogels hebben in de zomerperiode nog steeds een lagere overleving dan adulten en sub-adulten. De overlevingskans van juvenielen (buiten het broedseizoen) nam significant af over de jaren (Fig. 4, $r=-0,65$; $df=44$; $p<0,0001$). Deze afname kon niet verklaard worden door het feit dat tegenwoordig kuikens mogelijk op een jongere leeftijd geringd worden, aangezien er geen vervroeging van de ringdatum optrad ten opzicht van de GDD index ($r=-0,02$; $df=46$; $p=0,4$). Voor de adulte scholeksters zijn betrouwbare schattingen beschikbaar vanaf 1977 en over deze periode was geen trend zichtbaar (figuur 3.5). De overlevingskansen waren erg laag ($<0,65$) in drie jaren (1981, 1996, 2003), wat ook al naar voren kwam uit de analyse op jaarbasis.

Tabel 3.9: Overzicht van de modellen die gebruikt zijn om het seizoens effect te schatten voor de scholekster. Juv: juveniel, sub; sub-adult, ad: adult, t=jaar effect, tw=strengheid van de winter.

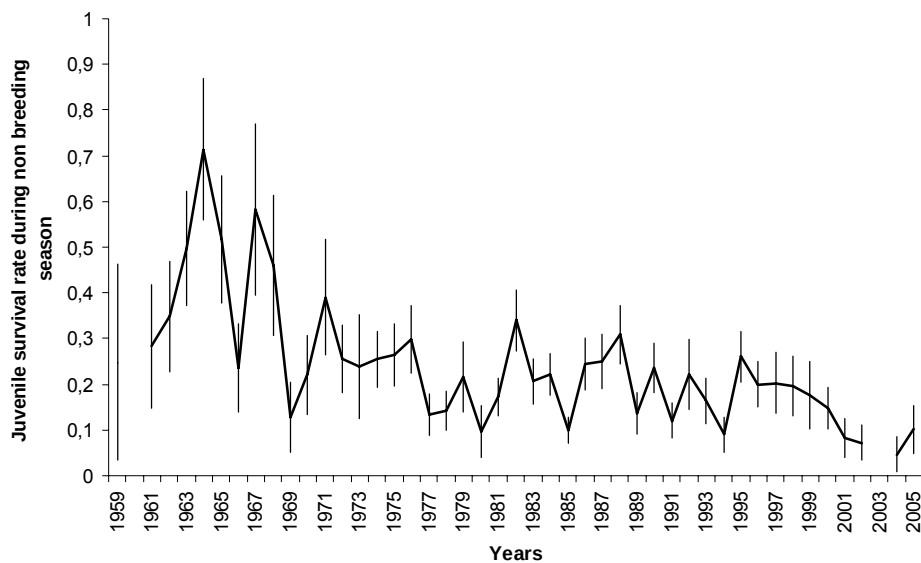
List of models used to estimate season survival rate of Oystercatcher. Juv: juvenile, sub: sub-adult, ad: adult, t: years, tw: winter severity.

Nr	Model		nb. Par	QAICc	Δ QAICc
	Non breeding	breeding			
1	juv.t+sub+ad	juv+(sub=ad).t	275	18916.92	
2	juv.t+sub+ad	juv+sub+ad.t	276	18921.55	4.63
3	juv.t+sub.t+ad.t	juv+sub+ad	314	18928.25	11.33
4	juv.t+sub+ad	juv+(sub=ad).tw	240	18928.49	11.43
5	juv.t+sub+ad	juv+sub+ad.tw	241	18929.63	12.71
6	juv.tw+sub.tw+ad.tw	juv+sub+ad.t	235	18942.6	25.68
7	juv+sub+ad	juv+sub+ad.t	232	18947.36	30.44
8	juv+sub.t+ad	juv+sub+ad.t	275	18956.86	39.94
9	juv+sub+ad.t	juv+sub+ad.t	261	18956.23	39.31
10	juv.t+sub+ad	juv+sub+ad	240	18958.23	41.31
11	juv+sub+ad.t	juv+sub+ad	232	18970.74	53.82
12	juv.t+sub+ad.t	juv+sub+ad	276	18974.51	57.59
13	juv.tw+sub.tw+ad.tw	juv.tw+sub.tw+ad.tw	202	18979.8	62.88
14	juv.tw+sub.tw+ad.tw	juv+sub+ad	199	18982.08	65.16
15	juv.tw+sub.tw+ad.tw	juv+sub.tw+ad.tw	201	18983.05	66.13
16	juv+sub+ad	juv+sub+ad	196	18988.26	71.34
17	juv+(sub=ad)	juv+(sub=ad)	194	18989.39	72.47
18	juv.t+sub+ad	juv.t+sub+ad	278	18996.99	80.07
19	juv+sub+ad	juv.t+sub.t+ad.t	314	19001.83	84.91
20	juv+sub+ad	juv.t+sub+ad	240	19006.93	90.01
21	juv+sub.t+ad	juv+sub.t+ad	257	19031.87	114.95
22	juv.tw+sub+ad	juv+sub+ad.tw	198	19029.47	112.55
23	juv+sub+ad	juv.tw+sub.tw+ad.tw	199	19030.92	114
24	juv+sub+ad.t	juv.t+sub+ad	276	19044.15	127.23
25	juv+sub.tw+ad.tw	juv+sub+ad	198	19046.33	129.41
26	(juv=sub)+ad	(juv=sub)+ad	194	19190.01	273.09
27	juv.t+sub.tw+ad.tw	juv+sub+ad.t	278	19308.51	391.59
28	juv.t+sub.tw+ad.tw	juv+sub+ad.t	278	19308.51	391.59
29	juv.t+sub.t+ad.t	juv.t+sub.t+ad.t	388	30448.17	11531.25

Tabel 3.10. Schattingen voor seizoensafhankelijke overleving van de scholekster op grond van het best passende model.

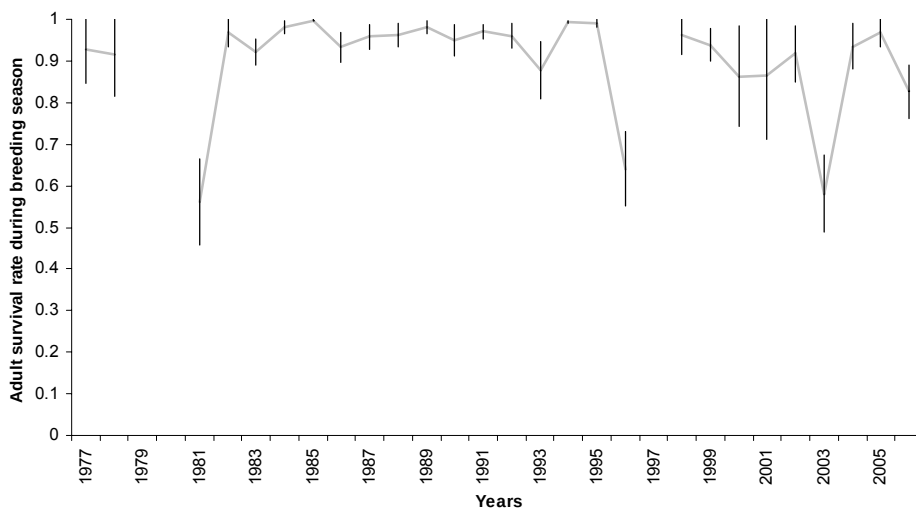
Estimates of Oystercatcher seasonal survival rates from the best model.

Survival	mean	se	trend
non breeding season			
juvenile	0.240	0.02	variable (decrease)
Sub-adult	0.875	0.03	constant
adult	0.932	0.004	constant
breeding season			
first year	0.825	0.05	constant
Sub-adult & adult	0.943	0.015	variable
yearly			
juvenile	0.198		variable (decrease)
Sub-adult	0.825		variable
adult	0.879		variable



Figuur 3.5. Jaarlijkse overlevingsschattingen (inclusief standaardfout) voor juveniele scholeksters in het niet-broedseizoen. Alleen jaren waarvoor betrouwbare schattingen waren zijn geplot.

Trend of Oystercatcher juvenile survival rate (with standard error) with years during the non-breeding season. Only estimable years are plotted.



Figuur 3.6. Jaarlijkse overlevingsschattingen (inclusief standaardfout) voor adulte scholeksters in het broedseizoen. Alleen jaren waarvoor betrouwbare schattingen waren zijn geplot.

Trend of Oystercatcher adult survival rate (with standard error) with years during the breeding season. Only estimable years are plotted.

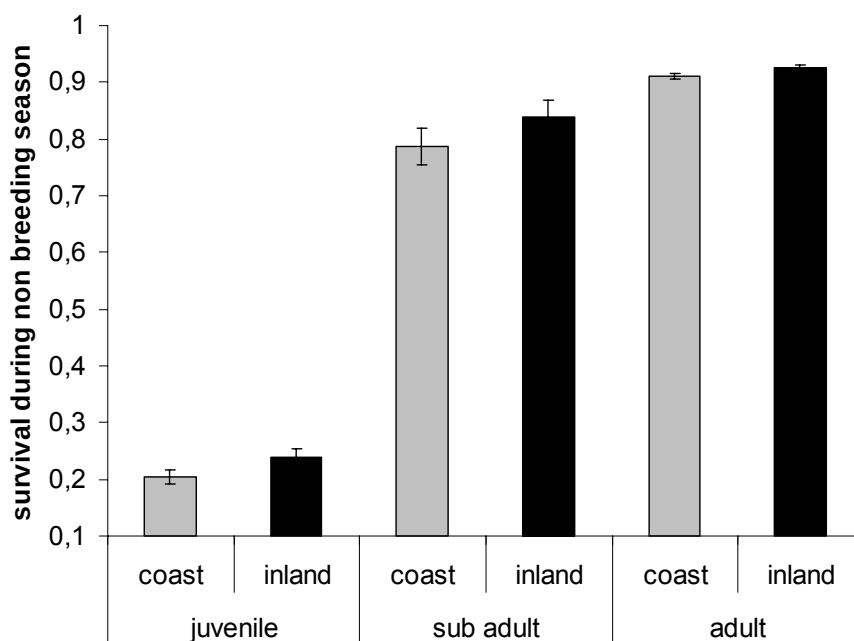
Vervolgens is onderzocht of de twee regio's verschillen. In deze analyse werden tijdseffecten buiten beschouwing gelaten. Het best passende model gaat uit van overlevingskansen die variëren tussen de regio's, voor alle leeftijdsklassen (juveniel, sub-adult en adult) gedurende het niet-broedseizoen (tabel 3.11), maar alleen voor adulten tijdens het broedseizoen. Buiten het broedseizoen was de overleving voor

scholeksters die geringd zijn in het binnenland iets hoger dan voor de scholekster geringd aan de kust (figuur 3.7). Hetzelfde patroon komt naar voren voor de adulte overleving in het broedseizoen (figuur 3.8).

Tabel 3.11. Overzicht van de modellen die gebruikt zijn om het effect van de broedregio te onderzoeken in relatie tot de seizoensafhankelijke overleving. Juv: juveniel, sub: sub-adult, ad: adult, area: binnenland of kust.

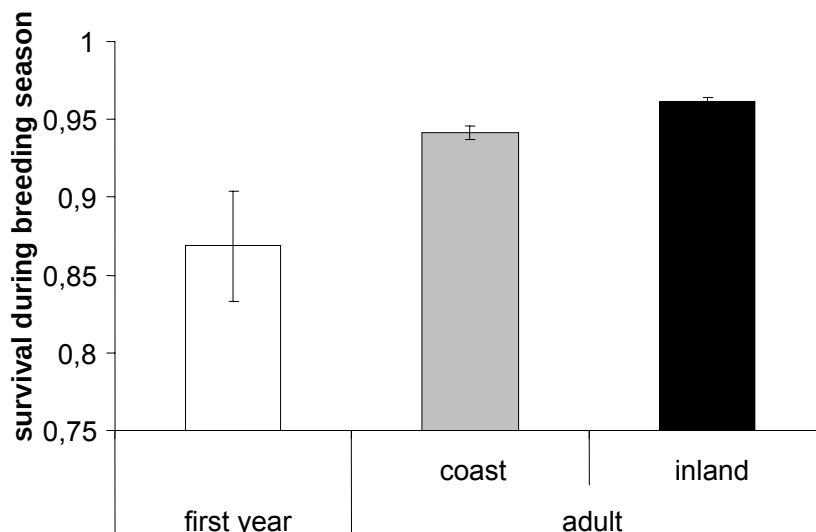
List of models run to test for effect of breeding area on Oystercatcher seasonal survival rate. Juv: juvenile, sub: sub-adult, ad: adult, area: inland vs. coast.

nr	model		nb par	QAICc	Δ QAICc
	non breeding	breeding			
1	(juv+sub+ad)*area	juv+(sub=ad)*area	292	27328.37	
2	(juv+sub+ad)*area	(juv+sub=ad)*area	293	27329.95	1.58
3	(juv+sub+ad)*area	(juv+sub+ad)*area	295	27332.38	4.01
4	juv*area+sub+ad	(juv+sub+ad)*area	293	27335.82	7.45
5	(juv+sub+ad)*area	juv*area+sub+ad	292	27339.53	11.16
6	juv+sub+ad	(juv+sub+ad)*area	292	27341.61	13.24
7	juv+sub+ad	juv+(sub=ad)	286	27373.45	45.08
8	juv+sub+ad	juv+sub+ad	287	27374.97	46.60
9	(juv+sub+ad)*area	juv+sub+ad	202	39811.88	12483.51



Figuur 3.7. Vergelijking van de gemiddelde overlevingskans (met standaardfout) buiten het broedseizoen van juveniele, sub-adulte en adulte scholeksters, uitgesplitst naar regio (binnenland en kust).

Comparison of Oystercatcher survival rates (with standard error) of juvenile, sub-adult and adult during the non-breeding season.



Figuur 3.8. Vergelijking van de gemiddelde overlevingskans (met standaardfout) in het broedseizoen van juveniele en adulte scholeksters. Adulten zijn uitgesplitst naar regio (binnenland en kust).

Comparison of Oystercatcher survival rates (with standard error) of first-year and adults (separate for inland and coastal birds) during the breeding season.

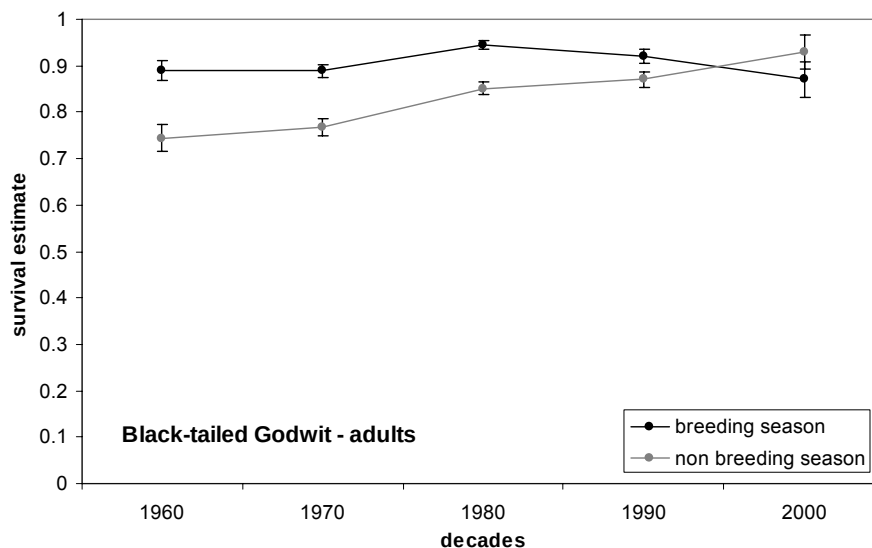
Grutto

Voor de grutto hebben we modellen getest met leeftijdsafhankelijke vangst- en vindkans. Door het transient effect is een schatting van overlevingskansen van juvenielen niet mogelijk. Daarentegen is het wel mogelijk om de ringgegevens van de juvenielen (voornamelijk kuikens) te gebruiken voor de schatting van de adulten overleving, door middel van een leeftijdsafhankelijke vindkans: juvenielen die ouder dan een jaar zijn worden als volwassen gezien waardoor deze meegerekend kunnen worden voor de volwassen overleving. In de modellen onderscheiden we overlevingskansen voor adulten die constant in de tijd zijn, jaarlijks variëren en variëren met de 10-jarige periode (figuur 3.9). De overlevingskansen van volwassen grutto's laten zich het beste beschrijven met een model waarin overleving verschilt per tien jaar. Dat er geen jaarlijks verschil in overleving gemeten is, zou te maken kunnen hebben met de schaarse vindkans van dode of levende volwassen grutto's. De overleving van de volwassen grutto's tijdens de broedfase verschilt per tien jaar, maar er is geen trend te zien ($r=-0,05$) en de jaarlijkse overlevingskans schommelt rond de 0,9. Daarentegen is er wel een duidelijke trend te zien in de overleving buiten de broedperiode, deze stijgt van 0,74 in de jaren 60 naar 0,93 in de laatste jaren ($r=0,98$).

Tabel 3.12: Vijf best passende modellen voor de seizoensafhankelijke overleving van de grutto. Juv: juveniel, ad: adult (nb= niet-broedseizoen, b=broedseizoen) t; jaar afhankelijke overleving, ten=overleving afhankelijk van de tien-jarige periode. De model structuur voor de terugvangsten (recap) en de terugmeldingen (recov) staat vermeld na de slash.

Five best models for seasonal survival for Black-tailed Godwits. Juv: juveniel, ad: adult (nb=non breeding period, b=breeding period), t: year dependent survival, ten: survival dependent on ten year time period. Model structure for recapture and recovery rate is noted after the slash.

nr	model	QAICc	delta QAICc	nb par.
1	juv_nb*ten+juv_b*ten+ad_nb*ten+ad_b*ten / (recap+recov)*age*ten	19198.90		50
2	juv_nb*ten+juv_b*ten+ad_nb*ten+ad_b*ten / (recap+recov)*age	19210.29	11.35	26
3	juv_nb*t+juv_b*t+ad_nb*t+ad_b*t / (recap+recov)*age	19211.71	12.77	201
4	juv_nb*ten+juv_b+ad*ten_nb+ad_b / (recap+recov)*age*ten	19219.67	20.73	42
5	juv_nb*t+juv_b*t+ad_nb*t+ad_b*t / (recap+recov)*age*t	19219.79	20.85	394



Figuur 3.9. Overlevingsschattingen (met standaardfout) voor adulte grutto's in het broedseizoen (zwarte lijn) en buiten het broedseizoen (grijze lijn).

Survival estimates (with standard errors) for adult Black-tailed Godwits in the breeding season (black line) and the non-breeding season (grey line).

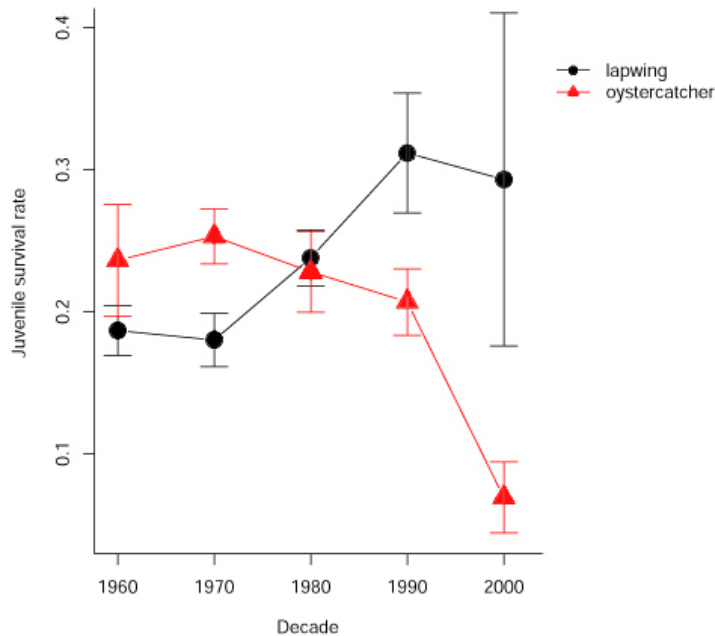
3.4.3 Weidevogel overleving in perspectief

Aan de hand van een variantieanalyse (ANOVA) onderzochten we dwarsverbanden tussen de vier weidevogelsoorten. Alleen de Kievit en Scholekster konden in deze analyse opgenomen worden omdat voor de Tureluur en de Grutto geen betrouwbare jaarlijkse overlevingsschattingen mogelijk waren.

Overleving van Kievit en Scholekster in de tijd

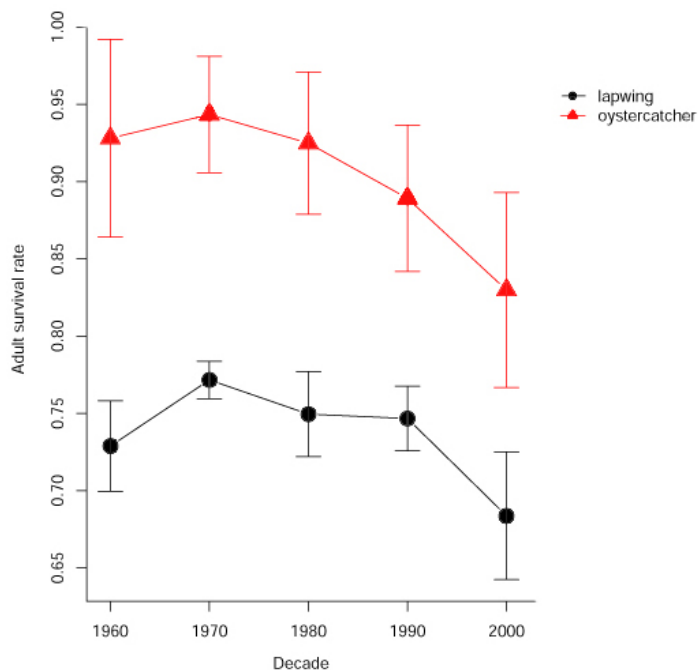
We onderzochten of de jaarlijkse gemiddelde overlevingskans afhangt van de soort, de decade en de interactie decade x soort. Voor de juveniele overlevingskans was alleen de interactie significant ($F_{4,82} = 5.78, p=0.0003$). Dit wordt veroorzaakt door twee tegengestelde patronen (figuur 3.10). De overleving van juveniele Kieviten

neemt toe over de laatste 50 jaar, terwijl juveniele scholeksters een afname in overleving laten zien over dezelfde periode. Voor de adulten werd alleen een verschil tussen de soorten aangetoond ($F_{1, 78} = 44.28$, $p < 0.0001$) waarbij, zoals verwacht, de overleving van de scholekster hoger is dan van de kievit (figuur 3.11)



Figuur 3.10. Overlevingskans (met standaardfout) van juvenielen per decade en per soort (lapwing/kievit en oystercatcher/scholekster).

Juvenile survival rate (with standard error) per decade and species.



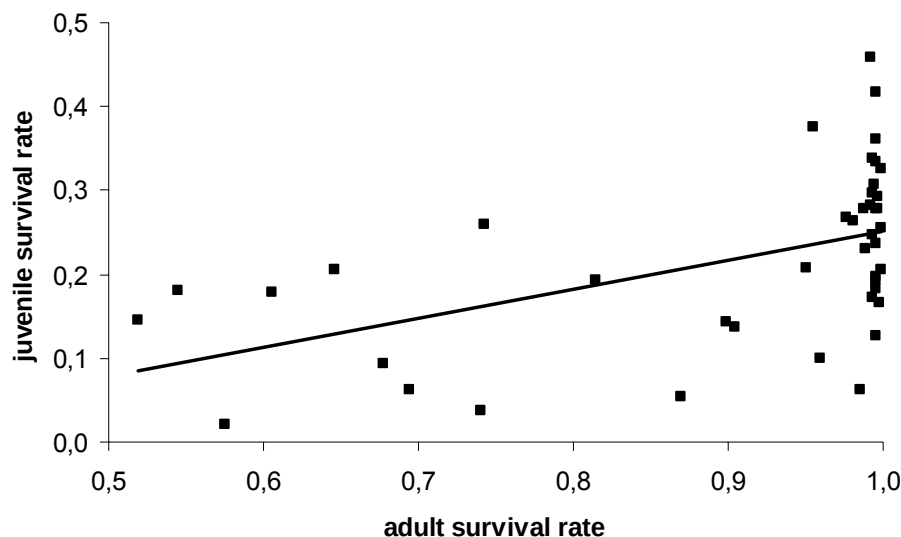
Figuur 3.11. Overlevingskans (met standaardfout) van adulten per decade en soort (Lapwing/kievit en Oystercatcher/scholekster).

Adult survival rate (with standard error) per decade and species.

Tabel 3.13. Resultaten van lineaire modellen die de overleving van juveniele en adulte kieviten en scholeksters relateren aan jaar (year), residu van de relatie vorstdagen met jaar (res_frost), de totale hoeveelheid neerslag (in mm) in het broedseizoen (apr-jul; NSLbreeding), najaar (aug-nov; NSLautumn) en de winter (dec-mar (in jaar er op volgend)); NSLwinter). Ad-surv is de adulte overleving over hetzelfde tijdsinterval. Significante effecten zijn vet weergegeven.

Results of linear models explaining juvenile and adult survival rate of Lapwing and Oystercatcher. res_frost: residual of number of frost days during winter with year, NSLbreeding: rainfall (mm) in breeding season (Apr-Jul) of year, NSLautumn: rainfall (mm) in autumn season (Aug-Nov) of year, NSLwinter: rainfall (mm) in winter (Dec-Mar, following year), ad_surv: adult survival rate during the same interval. Significant effects are in bold.

	Factors					
	year	res_frost	NSLbreeding	NSLautumn	NSLwinter	ad_surv
Lapwing						
juvenile survival rate	F_{1,36}=8.2, p=0.006, $\eta^2=0.004$	F _{1,36} =0.08, p=0.77	F _{1,36} <0.001, p=0.99	F _{1,36} =0.07, p=0.79	F _{1,36} =0.07, p=0.79	F _{1,36} =0.74, p=0.39
adult survival rate	F _{1,38} =0.02, p=0.88	F _{1,38} =0.08, p=0.78	F _{1,38} =3.73, p=0.06	F _{1,38} =0.006, p=0.93	F _{1,38} =2.5, p=0.13	-
Oystercatcher						
juvenile survival rate	F_{1,36}=16.28, p=0.00027, $\eta^2=0.002$	F _{1,36} =1.25, p=0.27	F _{1,36} =0.16, p=0.69	F _{1,36} =0.30, p=0.58	F _{1,38} =0.30, p=0.58	F_{1,36}=9.06, p=0.005, $\eta^2=0.27$
adult survival rate	F _{1,38} =0.78, p=0.38	F_{1,38}=4.67, p=0.036, $\eta^2=0.006$	F _{1,38} =1.49, p=0.23	F _{1,38} =2.07, p=0.16	F _{1,38} =0.29, p=0.59	-



Figuur 3.12. Relatie tussen de gemiddelde overlevingskans van juveniele and adulte scholeksters (over hetzelfde interval gemeten).

Relationship between the survival rates of juvenile and adult Oystercatchers (measured in the same interval).

Kievit en scholekster overleving en het weer

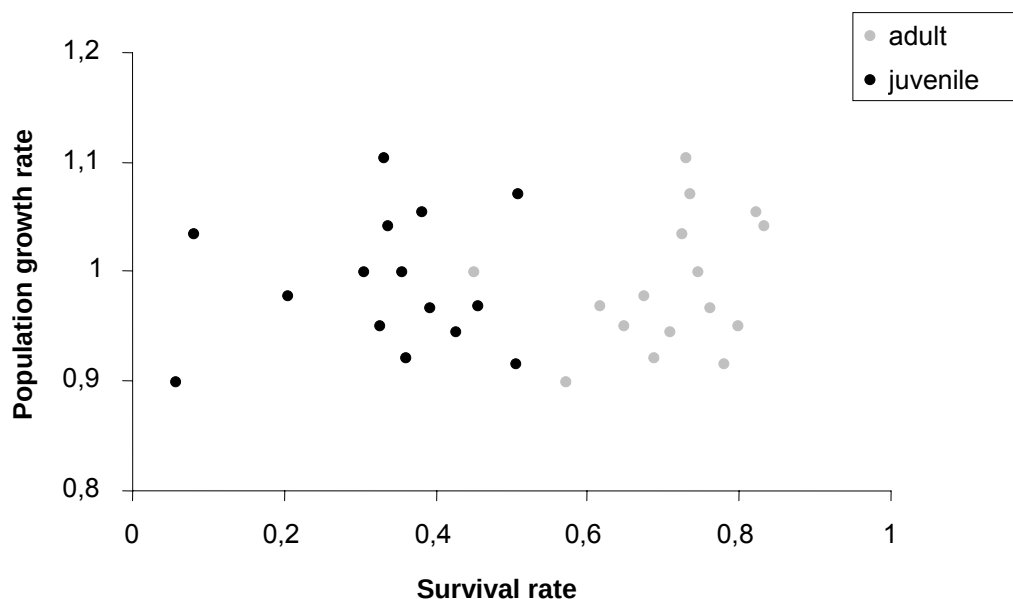
We onderzochten of er over de onderzochte jaren een relatie bestond tussen de overleving en weervariabelen omdat het aantal vorstdagen gedurende de winter negatief was gecorreleerd met de jaren ($r=-0,34$; $df=46$; $p=002$) berekenden we eerst

residuen, die we vervolgens als verklarende factor in het model meenamen. Alle lineaire modellen (tabel 3.13) bevatten als *fixed factors*: jaar, het residu van het aantal vorstdagen per jaar, de hoeveelheid regen gedurende het broedseizoen, de hoeveelheid regen in het najaar en de hoeveelheid regen in de winter. In de modellen waarmee de juveniele overleving werd onderzocht was de adulte overleving ook meegenomen als verklarende factor. De al eerder gevonden trend in de tijd voor juveniele kieviten en scholeksters komt hier ook naar voren. Naast dit verband werden voor adulte en juveniele kieviten geen relaties met weersvariabelen aangetoond. Bij de scholekster is er een significant verband tussen de overleving van juvenielen en adulten, dit betekent dat jaren met een gunstige overleving voor de adulten, in het algemeen ook gunstige jaren voor de overleving van de juvenielen zijn (figuur 3.12). We vonden een negatieve correlatie tussen de adulte overlevingskans en de residuen van het aantal vorstdagen per jaar; jaren met meer vorstdagen dan verwacht hebben een lagere overleving van adulte scholeksters tot gevolg. Echter, dit verband hing in belangrijke mate af van één jaar, 1962, met een zeer lage adulte overleving (0,54) en uitzonderlijk veel vorstdagen (40; meer dan 4x het gemiddelde voor alle jaren). Als dit jaar niet in de analyse wordt meegenomen is het gevonden verband niet langer significant.

Kievit en scholekster overleving en populatieontwikkeling in Nederland

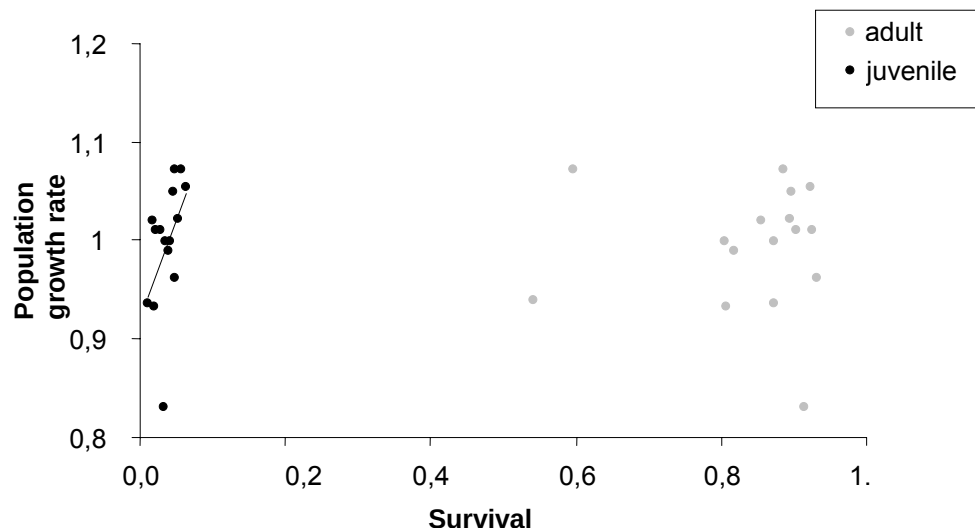
We onderzochten of we een direct verband konden aantonen tussen de overlevingskansen van de kievit en de ontwikkeling van de kievit populatie in Nederland. Er was geen significant verband tussen de overlevingskansen van juveniele kieviten en de groei van de populatie ($r=0,09$; $df=14$; $p=0,75$). Ook voor adulte kieviten was dit verband niet significant ($r=0,28$, $df = 14$; $p=0,28$; 3.13).

Voor de scholekster werd een significant effect gevonden tussen de populatie groei (van jaar t naar jaar $t+1$) en de overleving van juvenielen ($r=0,50$; $df=13$; $p=0,05$) maar dit effect was afwezig bij adulten ($r=0,01$; $df = 14$; $p=0,96$; figuur 3.14).



Figuur 3.13. Relatie tussen de populatiegroei en de overlevingskans in dezelfde periode voor adulte (grijs) en juveniele (zwart) kieviten. De populatie groei is berekend als aan de hand van de SOVON index, waarbij de populatie index in jaar $t+1$, wordt gedeeld door de index van jaar t . Een negatieve populatiegroei impliceert een krimp van de populatieomvang.

Relation between the Lapwing population growth rate (calculated as the ratio of SOVON index at year $t+1$ to the one at year t) and adult (grey dots and line) and juvenile (black dots and line) survival rate.



Figuur 3.14. Relatie tussen de populatiegroei en de overlevingskans in dezelfde periode voor adulte (grijs) en juveniele (zwart) scholeksters. De populatie groei is berekend aan de hand van de SOVON index, waarbij de populatie index in jaar $t+1$, wordt gedeeld door de index van jaar t . Een negatieve populatiegroei impliceert een krimp van de populatieomvang.

Relation between the Oystercatcher population growth rate (calculated as the ratio of SOVON index at year $t+1$ to the one at year t) and adult (grey dots) and juvenile (black dots and line) survival rate.

3.5 Samenvatting van de resultaten

Tabel 3.14: schematische weergave van de belangrijkste resultaten

Soort	groepen	Jaarlijkse overlevingskans	Overlevingskans afhankelijk van het seizoen	Overig
Tureluur	binnenland vs. kust	- Geen verschil tussen binnenland en kust - 2e and 3e model: inland > coast - Geen winter effect	- Niet getest	
Kievit	binnenland	- Tijdseffect op juveniel en adulte overleving - Toename in juveniele overleving - Geen winter effect	- Tijdseffect op juveniele overleving in niet-broedseizoen - Toename in juveniele overleving - Overleving niet-broedseizoen < broedseizoen	- Geen correlatie met trends of weersvariabelen
Scholekster	binnenland	- 3 leeftijds categorieën - Tijdseffect op adulte overleving, geen trend	- Tijdseffect op juveniele overleving in niet-broedseizoen en op adulte overleving in broedseizoen. - Afname overleving van juvenielen - Overleving in niet-broedseizoen < broedseizoen	- Geen correlatie tussen weer en juveniele overleving - Juveniele and adulte overleving zijn gecorreleerd - Adult overleving gecorreleerd met vorstdagen (maar verband veroorzaakt door één strenge winter)
	binnenland vs. kust	Niet getest	- Verschillen tussen binnenland en kust voor beide seizoenen - Binnenland > kust voor alle leeftijds categorieën in het niet-broedseizoen - Binnenland > kust voor adulten tijdens het broedseizoen	- Juveniel overleving correleerd met populatie groei.
Grutto	binnenland	Stijgende overlevingskans van volwassen grutto's	- Verschillende patronen voor overleving tijdens broedseizoen en daarbuiten: de overleving tijdens broedseizoen schommelt rond de 0,9 terwijl de overleving buiten het broedseizoen toeneemt van 0,7 tot 0,9.	

- In Nederland zijn sinds 1958 ruim 200.000 weidevogels geringd (scholeksters, kievit, tureluur en grutto's). Het aandeel dat adulte vogels innemen is echter zeer beperkt, voor de tureluur en kievit heeft minder dan 5% van de ringgegevens betrekking op adulten (respectievelijk 2% en 4%), voor de scholekster (11%) en de grutto (7%) zijn deze aantallen iets gunstiger. Voor de toekomst is het erg belangrijk om de ringinspanning veel meer te concentreren op het (her-)vangen van adulten en voor kleurring programma's.

- Variatie tussen jaren voor juvenielen wordt grotendeels bepaald door variatie in overleving binnen het broedseizoen waarin de vogel geboren is. Hoewel gegevens van pullen die gevonden werden voordat ze vliegvlug konden worden, niet zijn opgenomen, kunnen we niet uitsluiten dat een gedeelte van de pullen die nooit meer zijn waargenomen dood zijn gegaan voor uitvliegen. De juveniele overlevingskans kan daarom niet volledig los gezien worden van het reproductief succes, en het reproductief succes hangt van een groot aantal factoren af zoals van het gedrag van de ouders, predatie, het weer en range aan factoren die samenhangen met het terreinbeheer.
- De hogere overleving van binnenland vogels versus vogels aan de kust, die voor de scholekster en de tureluur werd gevonden, is verrassend te noemen. De verklaring hiervoor is vermoedelijk dat de binnenland vogels op een andere locatie overwinteren dan vogels van de kust. Van de scholeksters die in het binnenland zijn geringd en die teruggemeld werden buiten het broedseizoen, werd 62% teruggemeld uit de delta, 14% uit de Waddenzee en 24% uit Frankrijk. Scholeksters die geringd werden langs de kust, werden voor 16% gemeld uit de delta, 68% uit de Waddenzee en 16% uit Frankrijk. Het verschil tussen deze regio's was zeer significant ($\chi^2=20.5$, $df=2$, $p<0.0001$). Het verschil in winterplaatskeuze verklaart ook waarom er geen effect aantoonbaar is van winterstrengheid op de winter-overleving van binnenland broedende scholeksters, aangezien in strenge winters vooral in de Waddenzee een tekort aan voedsel ontstaat (en in mindere mate in de warmere delta). Voor de tureluur is dit verschil niet onderzocht.
- De afname van de juveniele overleving bij de scholekster en de toename van de juveniele overleving bij de kievit worden beide niet veroorzaakt doordat de pullen in de loop van de jaren op een ander tijdstip worden geringd. Voor de kievit werd geen relatie gevonden met weersvariabelen. Voor de scholekster werd geconstateerd dat de overleving tussen juvenielen en adulten gecorreleerd is. Weersvariabelen verklaarden de afname niet.
- De grutto overleving nam toe over de jaren. Deze toename wordt vooral veroorzaakt door verbeterde overlevingskansen buiten de broedperiode. Een van de factoren kan de veranderende jachtdruk zijn, maar veranderingen in het gebruik van overwinteringsgebieden en doortrekgebieden kan ook een rol spelen. Daarnaast is de grutto populatie grotendeels ingestort door een gestaag dalende reproductie. In analogie met de situatie van de IJslandse grutto's in Engeland, waar door de toenemende populatieomvang steeds meer individuen genoeg moeten nemen met sub-optimale gebieden (Gunnarsson *et al.* 2005), is het zeer goed mogelijk dat de Nederlandse grutto's ook profiteren van het relatief lage aantal voedselconcurrenten. Een andere factor die mee kan spelen is de toename in het gebruik van het rijstareaal, dat sinds de jaren '60 in grootte is toegenomen (Kuijper *et al.* 2006). En last but not least, er zijn fitness kosten verbonden aan reproductie; mogelijk neemt de overleving toe omdat veel vogels niet toekomen aan het uitbroeden en grootbrengen van jongen.
- De gevonden positieve correlatie tussen de juveniele overleving en populatie groei bij de scholekster is verrassend te noemen. Juveniele scholeksters kunnen pas op z'n vroegst in hun derde jaar beginnen met reproduceren. Mogelijk zijn de vogels in hun tweede jaar al aanwezig, en worden foutief meegenomen als broedvogel in de index van SOVON. Een andere verklaring zou kunnen liggen in het feit dat juveniele en adulte overleving gecorreleerd zijn. Deze correlatie is gebaseerd op een aanzienlijk aantal punten, dit in tegenstelling tot de vergelijking tussen de adulte overleving en de populatie groei, die gebaseerd is op een relatief klein aantal punten. Mogelijk is er wel een verband tussen adulte overleving en de populatie groei bij een grotere steekproef.

Deel 2

Soortbesprekingen

4 Scholekster

4.1 Biogeografische populatie

Het broedgebied van de scholekster strekt zich uit over een groot gebied in de gematigde en subarctische zone van Europa en Azië. De nominaat vorm (*ostralegus*) broedt algemeen in West- en Noord-Europa, noordelijk tot in IJsland, Noord-Noorwegen, Finland en het gebied rond de Witte Zee. Deze ondersoort heeft vooral een kustgebonden voorkomen en is zeer algemeen rond de Noordzee, maar in het binnenland is de soort ook een algemene verschijning, vooral in Schotland, Nederland en Polen. Kleine en verspreide broedpopulaties van *ostralegus* komen voor langs de noordkant van de Middellandse zee en zo ver oostelijk als Griekenland en Egeïsch Turkije (Valle & Scarton 1998). Enkele vogels die broeden in Roemenie en Bulgarije hebben waarschijnlijk ook betrekking op deze vorm. Alle nominaat scholeksters trekken in de winter naar de kust, vooral naar de estuaria in Ierland, Groot-Brittannië en de vasteland kust van West-Europa (van Denemarken tot Frankrijk). Kleine aantallen overwinteren in Spanje, Portugal en West-Afrika, zuidelijk tot Guinee-Conakry. Delany *et al.* (2009) beschouwen de gehele *H.o.ostralegus* populatie als één biogeografische populatie aangezien de vogels uit verschillende broedregio's in de overwinteringsgebieden mengen. De status van de hypothetische biogeografische populatie die broedt in de Witte Zee en overwintert in West-Afrika is onduidelijk (Delany *et al.* 2009). Resultaten van tellingen sinds de mid-80er jaren (tot begin 2002) in Guinee-Bissau en Guinee-Conakry wijzen echter op een aantalstoename (Altenburg & van der Kamp 1991, Salvig *et al.* 1997, Trollet & Fouquet 2004).

4.2 Overleving

Het beste overlevingsmodel gaat uit van verschillende overlevingskansen voor drie leeftijdsgroepen (juvenielen 0,18; sub-adulten 0,96 en adulten 0,92). Er was geen trend in de tijd waarneembaar, maar de overlevingskans was zeer laag voor de jaren 1964, 1981, 1996 en 2003. Modellen waarin de winterstrengheid waren opgenomen verklaarden minder van de variatie, dit in tegenstelling tot eerdere resultaten voor scholeksters langs de kust. De overlevingskans voor juvenielen was veel lager dan eerdere schattingen, gebaseerd op studies aan gekleurmerkte individuen langs de kust en gebaseerd op een dataset die bestond uit zowel binnenland- als kustvogels (zie hoofdstuk 3). De overlevingskans van sub-adulten was hoger vergeleken met eerdere schattingen voor alleen de kustzone en voor geheel Nederland. De overlevingskans voor adulten lag in de range van eerder gepubliceerde getallen voor Nederland en Engeland.

Seizoensafhankelijke en regionale overleving

Seizoenseffecten werden alleen onderzocht voor scholeksters van het binnenland. Het beste model gaat uit van een juveniele overlevingskans die varieert met de tijd buiten het broedseizoen en adulte overleving die varieert met de tijd gedurende het broedseizoen. De overlevingskans buiten het broedseizoen was het hoogst voor adulten (0,93), gevolgd door sub-adulten (0,88) en aanzienlijk lager voor juvenielen (0,24). Eerstejaars vogels hebben in de zomerperiode nog steeds een lagere overleving dan adulten en sub-adulten. De overlevingskans van juvenielen (buiten het

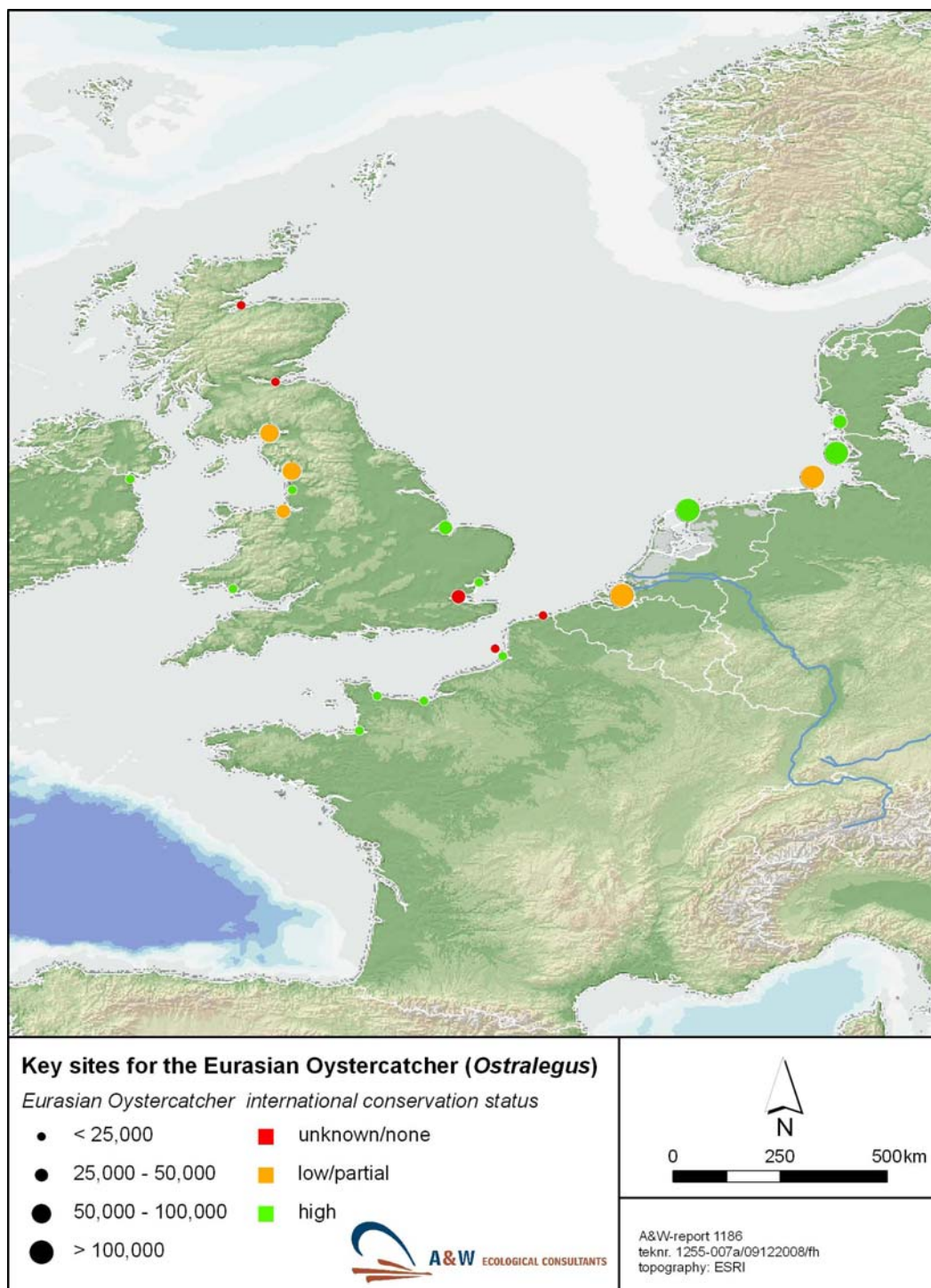
broedseizoen) nam significant af over de jaren en dit kon niet verklaard worden door het feit dat tegenwoordig kuikens mogelijk op een jongere leeftijd geringd worden, aangezien er geen vervroeging van de ringdatum optrad ten opzichte van de groei-index. Voor de adulte scholeksters waren betrouwbare schattingen beschikbaar vanaf 1977 en over deze periode was geen trend zichtbaar.

Het beste overlevingsmodel gaat uit van overlevingskansen die variëren tussen de kustzone en het binnenland, voor alle leeftijdsklassen (juveniel, sub-adult en adult) gedurende het niet-broedseizoen, maar alleen voor adulten tijdens het broedseizoen. Buiten het broedseizoen was de overleving voor scholeksters die geringd zijn in het binnenland iets hoger dan voor de scholekster geringd aan de kust en hetzelfde patroon komt naar voren voor de adulte overleving in het broedseizoen. De verklaring hiervoor is dat de binnenland vogels op een andere locatie overwinteren dan vogels van de kust. Van de scholeksters die in het binnenland zijn geringd en die teruggemeld werden buiten het broedseizoen, werd 62% teruggemeld uit de delta, 14% uit de Waddenzee en 24% uit Frankrijk. Voor scholeksters geringd langs de kust was dit significant verschillend (respectievelijk 16%, 68% en 16%).

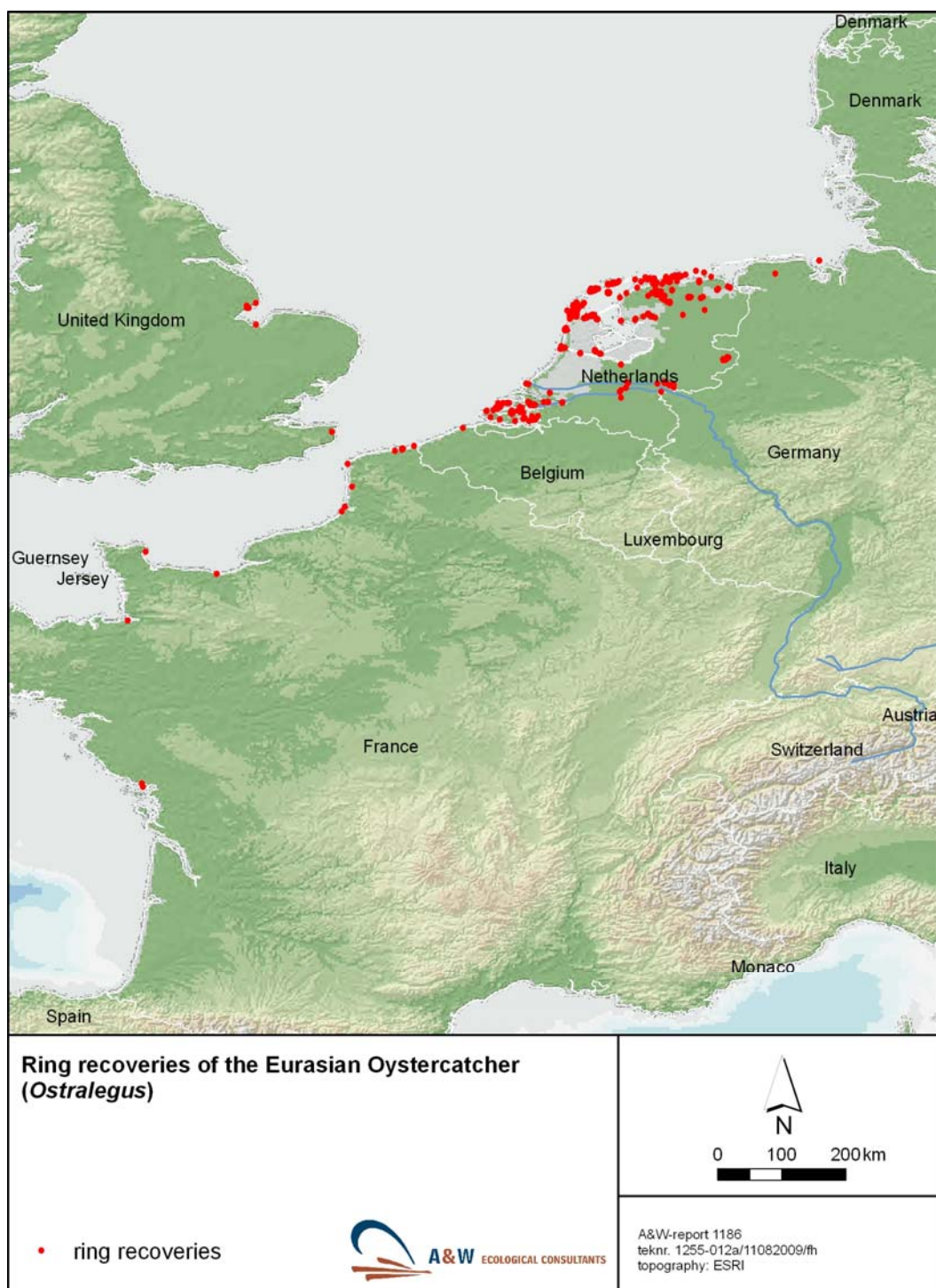
4.3 Key-sites

De belangrijkste *key-sites* voor de scholekster staan weergegeven in figuur 4.1. Concentraties zijn vooral te vinden in estuaria rond de Noordzee, het nauw van Calais, de Ierse zee en de noordwestkust van Frankrijk. Uit de terugmeldingen (figuur 4.2) blijkt dat Nederlandse scholeksters vooral worden teruggemeld uit de Waddenzee, de Delta en Noord-Frankrijk. Vrijwel geen terugmeldingen komen van de oostelijk (Duitsland en Denemarken) en westelijk (Ierse Zee) gelegen gebieden.

De capaciteit van de *key-sites* is groot. Met andere woorden, een relatief groot gedeelte van de populatie maakt gebruik van een beperkt aantal *key-sites*. Naast de hoge benutting van de *key-sites* door de scholekster, zijn ook de *key-sites* relatief goed beschermd. Van de vier onderzochte weidevogels hebben de doortrek- en overwinteringsgebieden van de scholekster gemiddeld van alle vier de weidevogelsoorten de beste bescherming (zie hoofdstuk 2).



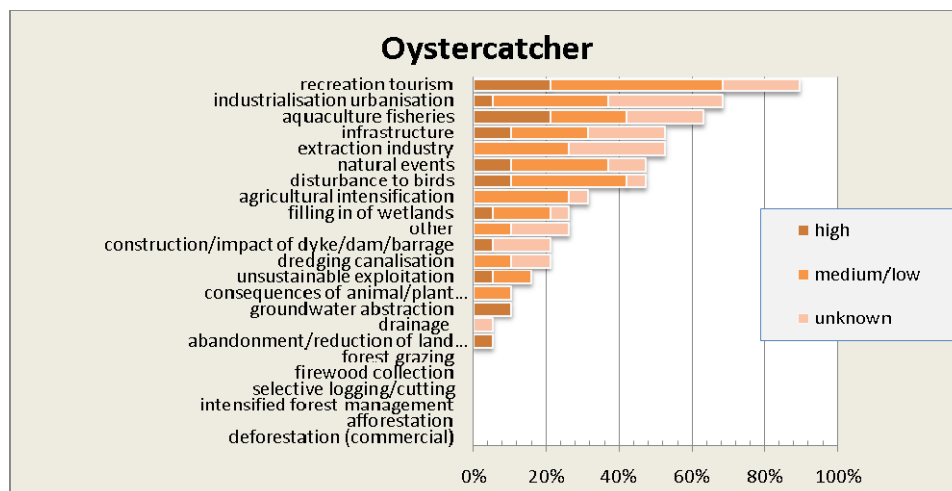
Figuur 4.1. Overzicht van de ligging van de belangrijkste gebieden (key-sites) voor de scholekster. De grootte van de stip bepaalt het maximum dat ter plekke geteld is.



Figuur 4.2. Overzicht van terugmeldingen van in Nederland geringde scholeksters.

4.4 Bedreigingen

De bedreigingen waar de scholekster *key-sites* aan worden blootgesteld staan grafisch weergegeven in figuur 4.3. Voor de scholekstergebieden geldt dat recreatie en toerisme de belangrijkste verstoring vormt; daarnaast is industrialisatie en urbanisatie een belangrijke bedreiging. Aquacultuur en (schelpdier-)visserij beïnvloeden de scholekster waarschijnlijk direct; dit vormt in een aantal gebieden een grote bedreiging. Jacht vormt slechts een geringe bedreiging in deze gebieden.



Figuur 4.3. Verstoringsfactoren voor de scholekster (100% -19 gebieden). De verschillende vormen van bedreigingen worden toegelicht in hoofdstuk 2.

4.5 Discussie

De overlevingsanalyse liet een aantal verrassingen zien. Het is al langer bekend dat juvenielen en sub-adulten een lagere overleving hebben; dit wordt veroorzaakt door de territorialiteit van de scholekster. Adulten hebben een competitief voordeel, waardoor juvenielen en sub-adulten worden verdreven uit veilige en/of voedselrijke gebieden. Dat juveniele vogels in de eerste zomer een lagere overleving hebben dan adulten wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het feit dat ze nog onervaren zijn, waardoor ze aan meer gevaren worden blootgesteld. De overlevingskans van juvenielen neemt af in de loop der jaren. De meest aannemelijke verklaring hiervoor is een gebrek aan voedsel. De meeste *key-sites* hebben een gedeeltelijke of geheel beschermde status en de scholeksterpopulatie maakt veelvuldig gebruik van deze sites. Alle *key-sites* bevinden zich in zoute estuaria en directe competitie met scheldiervisserij, indirecte effecten van visserij en mogelijke veranderingen in de nutriënten huishouding op de benthos vormen mogelijk een verklaring voor de afgenomen overleving van juvenielen.

Buiten het broedseizoen was de overleving van binnenland-scholeksters eveneens hoger dan voor de kust-scholeksters en werd er geen effect gevonden van de strengheid van de winter op de overleving van binnenland scholeksters. Beide zijn verklaarbaar met een verschil in overwinteringsstrategie tussen kust- en binnenland-scholeksters. De binnenland vogels werden vooral teruggemeld in de zeeuwse delta, de kustvogels vooral in de Waddenzee. Aangezien in strenge winters vooral in de waddenzee een tekort aan voedsel kan ontstaan door ijsgang (Hulscher *et al.* 1996) en dit speelt in veel mindere mate een rol in de warmere delta. De functionele link tussen binnenlandse broedgebieden en de Delta als overwinteringsgebied impliceert dat habitatverlies in de delta (bijvoorbeeld het uitdiepen van de Westerschelde), dat

aantoonbaar een effect heeft op scholeksters (Lambeck *et al.* 1996) door kan werken op de binnenland-populatie van de scholekster.

Uit de overlevingsanalyse kwam naar voren dat in het broedseizoen de overleving iets hoger is voor in het binnenland broedende scholeksters vergeleken met broedvogels langs de kust. In het licht van de discussie over de mogelijke rol die (vossen en roofvogel) predatie speelt in de overleving van adulte weidevogels, kunnen we concluderen dat bij de scholekster hier geen evidentie voor is en eerder het omgekeerde het geval lijkt. De gegevens van de kust broedende scholeksters zijn voor een groot gedeelte afkomstig van de Waddeneilanden, waar vossen predatie geen rol speelt en waar de predatie door roofvogels lager is. Uit Brits onderzoek (Wernham *et al.* 2002) kwam naar voren dat de doodsoorzaken van scholeksters vooral jacht (26%) en andere aan mensen gerelateerde oorzaken (24%) zijn, en voor een klein gedeelte natuurlijke omstandigheden (15%) en overige factoren (26%).

5 Kievit

5.1 Biogeografische populatie

De kievit is een mono-typische soort die alleen voorkomt in de Palearctische regio. De soort broedt van Groot-Brittannië en Ierland in het westen tot Zuid- en Oost-Siberië in het oosten. De soort broedt ten zuiden van 70°N in Scandinavië, gradueel afnemend tot 65°N in Europees Rusland. De zuidgrens van het areaal in Europa bevindt zich op 40°N, met een uitloper in Spanje. Verder oostwaarts komt broeden voor in Turkije, Noordwest-Iran, Kazachstan, Mongolië en Noord-China (Delany *et al.* 2009). Het overwinteringsgebied bevindt zich ten zuiden en westen van de 3°C isotherm en de verspreiding wordt bepaald door de strengheid van de winter. Het overwinteringsgebied omvat Groot-Brittannië en Ierland, de lage landen, het Iberische schiereiland, de landen rond de Middellandse Zee (inclusief Noord-Afrika), het Midden-Oosten, Zuidwest-Azië, Noord-India, Zuidoost-China en Birma, Taiwan, Zuid-Korea en Japan. Er worden drie populaties onderscheiden: twee populaties die in Azië overwinteren (respectievelijk de winterpopulatie in Zuid-Azië en de winterpopulatie in Oost- en Zuidoost-Azië) en de gecombineerde Europese en West-Aziatische broedpopulatie. De in Nederland broedende kieviten behoren tot laatstgenoemde populatie. De geschatte omvang van deze populatie bedraagt tussen de 5 en 9 miljoen vogels (Delany *et al.* 2009) waarvan 10% zich in Nederland bevindt. De gehele biogeografische populatie en de populatie in Nederland vertoont een afname (hoofdstuk 1).

5.2 Overleving

De jaarlijkse overlevingskans voor een adulte kievit is 0,75 en voor juveniel 0,23. Het beste overlevingsmodel gaat uit van jaarlijkse verschillen in de overleving van juvenielen en adulten, maar dit wordt niet veroorzaakt door de strengheid van de winter. De overlevingskans van juvenielen neemt geleidelijk en significant toe over de jaren; bij de volwassen kieviten was deze trend afwezig. De toename van de overlevingskans van juvenielen werd niet veroorzaakt doordat kuikens misschien tegenwoordig op een latere leeftijd worden geringd, aangezien kieviten in de loop van de tijd juist op iets jongere leeftijd werden geringd. De ringdatum van kuikens, gecorrigeerd voor het groeiseizoen, nam significant af. Zowel adulte als juveniele kieviten hadden in Britse studies een hogere overleving.

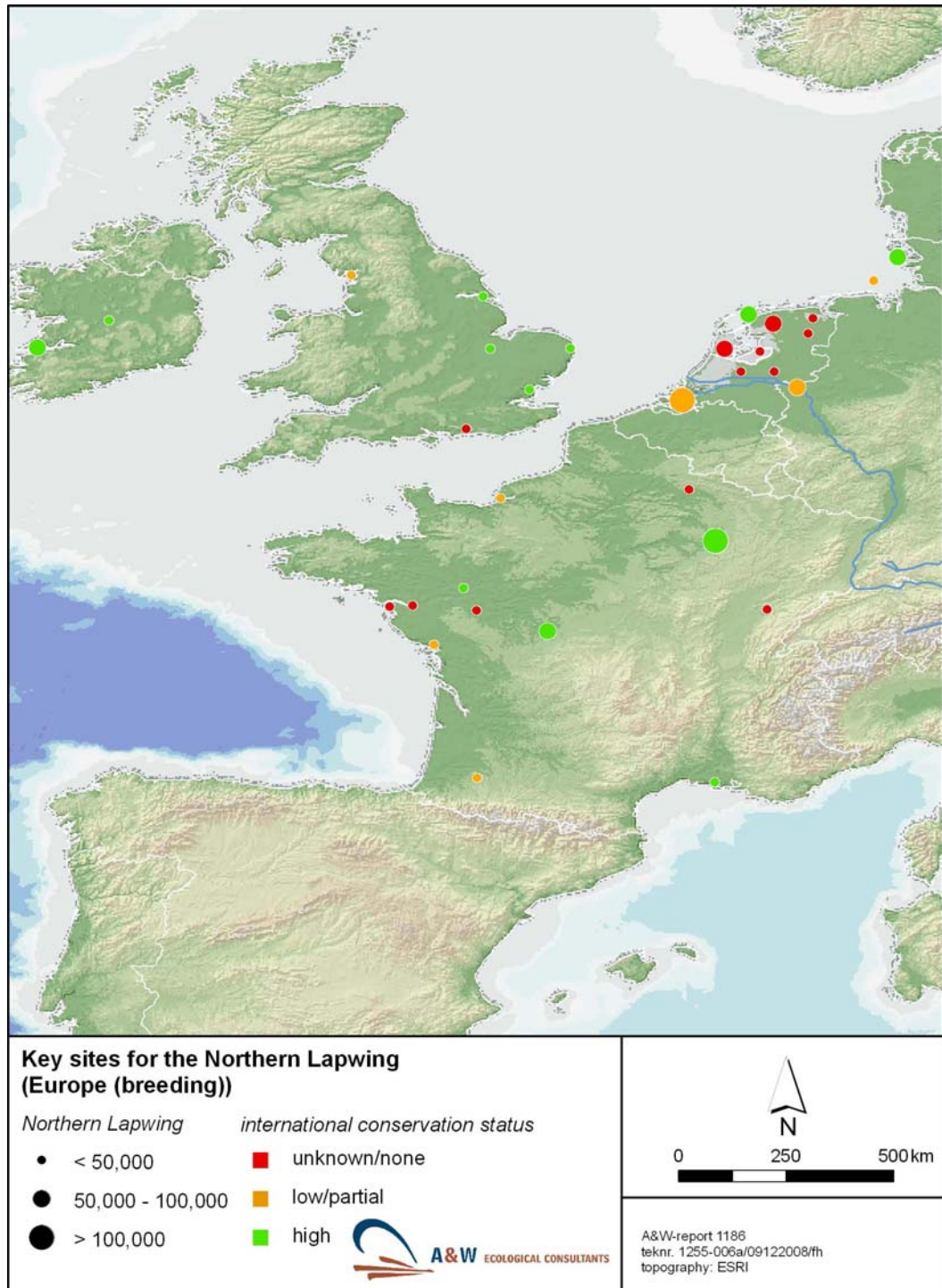
Seizoensafhankelijke overleving

De overlevingskans van kieviten buiten het broedseizoen (0,81) is lager dan gedurende het broedseizoen (0,93) en de overlevingskans van kieviten in hun eerste 'broedseizoen' (0,82) is lager dan de adulte overleving in het broedseizoen. De gemiddelde overlevingskans voor juvenielen buiten het broedseizoen is 0,40. De variatie in overlevingskansen over de jaren voor juveniele kieviten buiten het broedseizoen vertoont geen significante trend. Als echter de laatste drie jaren (met erg lage schattingen) niet worden meegenomen, ontstaat een toename van de gemiddelde overlevingskansen van juveniele kieviten buiten het broedseizoen.

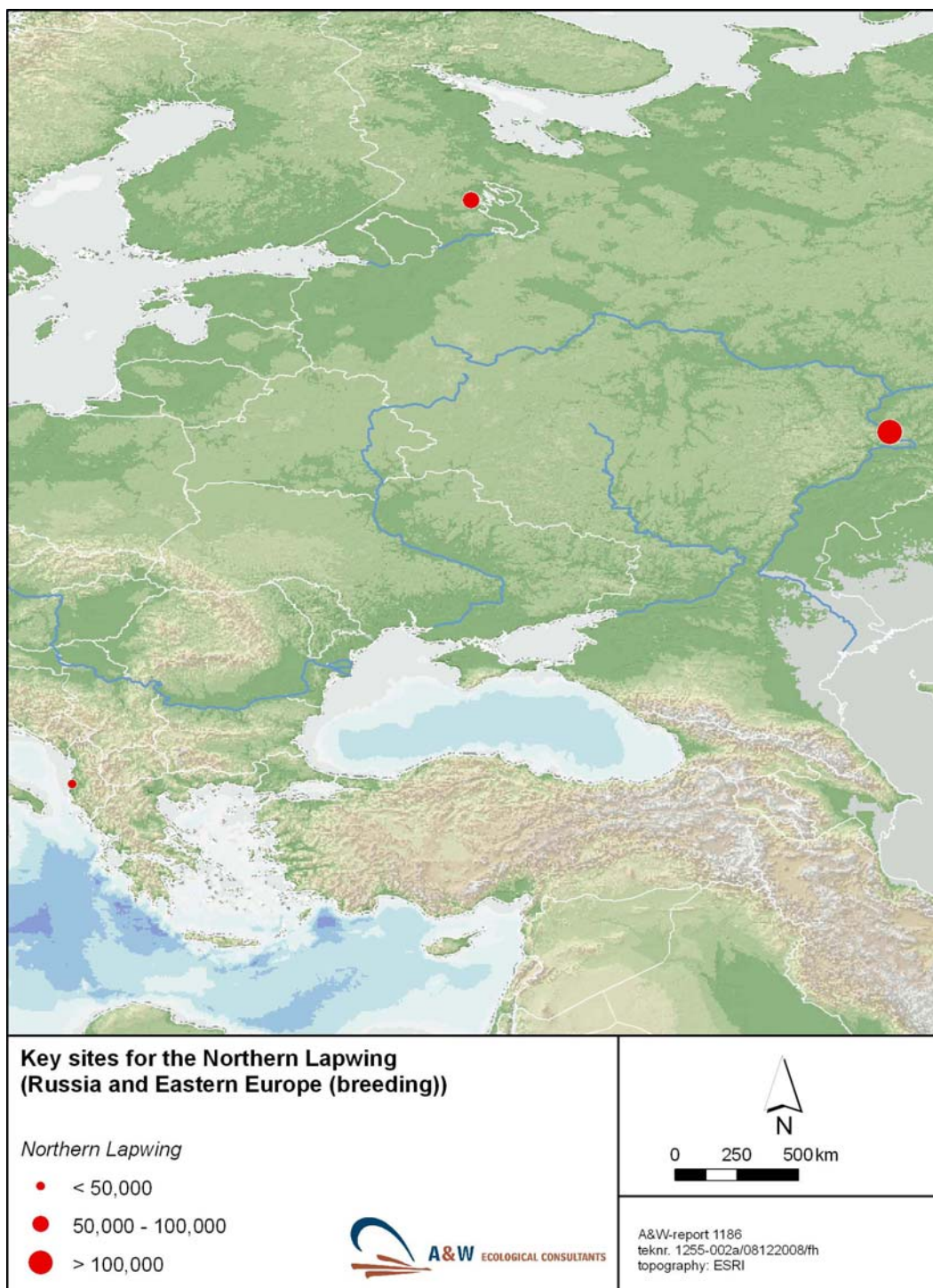
5.3 Key-sites

De belangrijkste *key sites* voor de kievit staan weergegeven in figuur 5.1a en b. Gebieden met belangrijke concentraties kieviten zijn vooral te vinden in Nederland, Frankrijk, Engeland en Ierland maar ook in Albanië en Rusland. In het algemeen zijn er maar zeer weinig gebieden die aangewezen kunnen worden als *key-site* voor de kievit. Uit de terugmeldingen valt vooral het hoge aandeel meldingen in Frankrijk op, en daarnaast komen een groot aantal meldingen van het Iberisch schiereiland, Noord-Afrika en Italië. Het is opvallend te noemen dat er vrijwel geen terugmeldingen van Nederlandse kieviten uit Duitsland en Polen zijn.

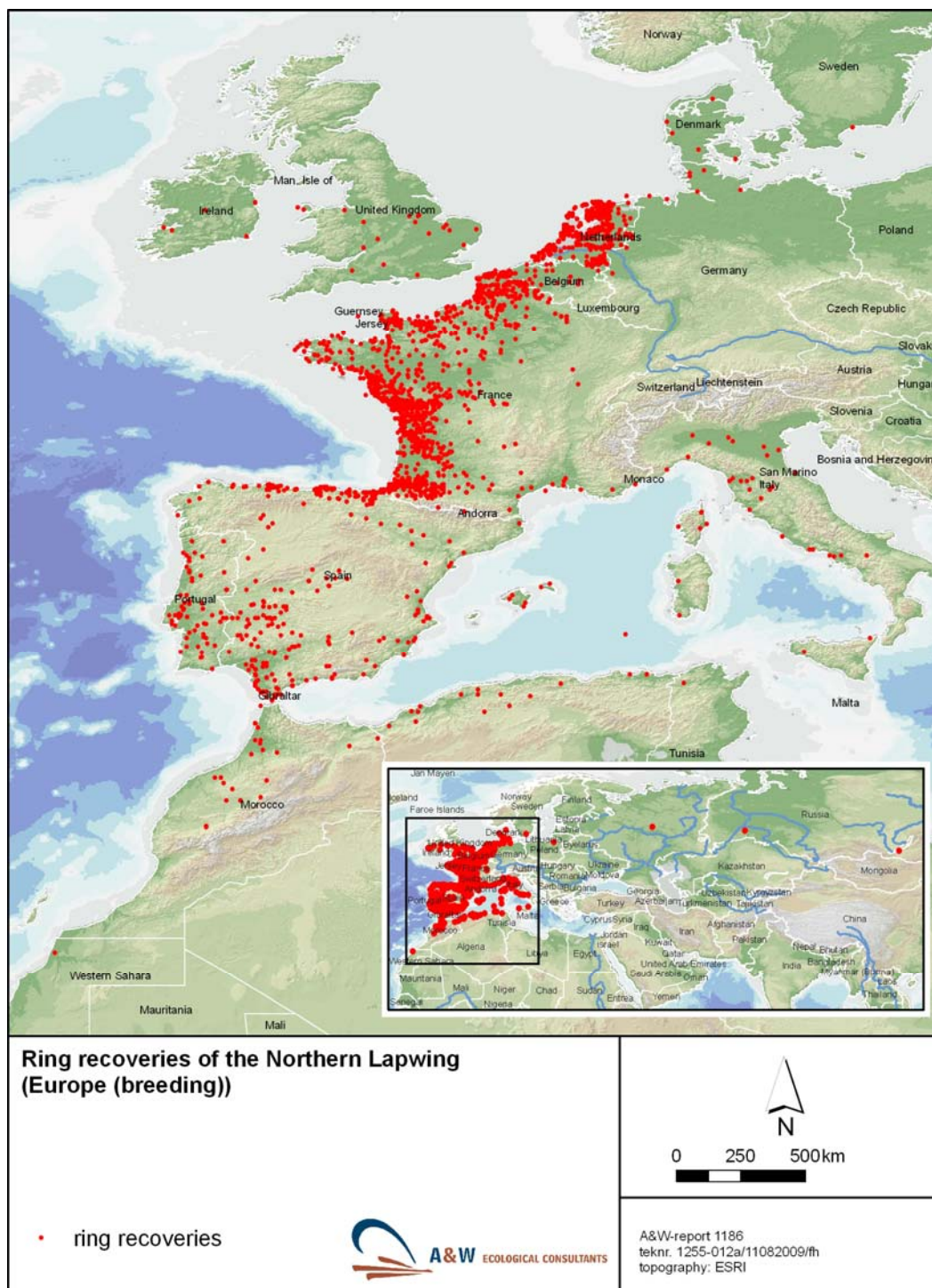
De capaciteit van de *key-sites* is zeer gering. Met andere woorden, een zeer klein gedeelte van de populatie maakt gebruik van de *key-sites*. De ratio (de capaciteit van de *key-sites* gedeeld door de populatieomvang) heeft een waarde van 0,2 (zie hoofdstuk 2). Van de vier weidevogelsoorten is de kievit de soort waarvoor de *key-sites* het minst toereikend zijn. De meerderheid van de kieviten is afhankelijk van andere gebieden; deze zijn vooral te vinden op agrarisch land.



Figuur 5.1a. Overzicht van de ligging van de belangrijkste gebieden (key-sites) voor de kievit in westelijk Europa. De grootte van de stip bepaalt het maximum dat ter plekke geteld is.

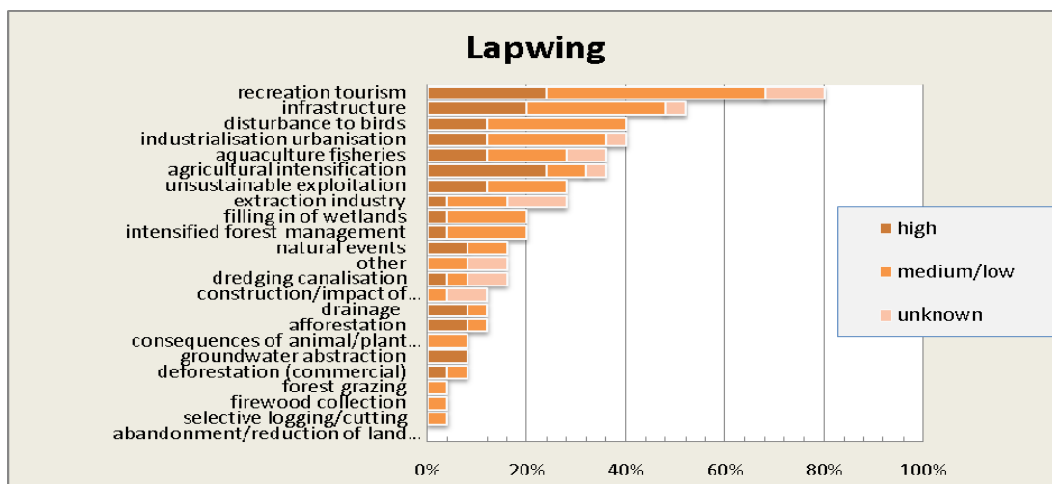


Figuur 5.1b. Overzicht van de ligging van de belangrijkste gebieden (key-sites) voor de Kievit in oostelijk Europa. De grootte van de stip bepaalt het maximum dat ter plekke geteld is.



Figuur 5.2. Overzicht van terugmeldingen van in Nederland geringde kieviten.

De bedreigingen waar de kievit *key-sites* aan worden blootgesteld staan grafisch weergegeven in figuur 6. Recreatie en toerisme vormen de belangrijkste verstoring. Daarnaast is infrastructuur een belangrijke bedreiging. Het aantal kieviten op de *key-sites* is echter erg laag vergeleken met de andere soorten. Intensivering van de landbouw speelt in een relatief klein aantal gebieden een rol, maar heeft in die gebieden wel een grote impact.



Figuur 5.3. Verstoringsfactoren die spelen op de *key-sites* voor de kievit (100%= 25 gebieden), factoren zijn uitgesplitst naar de mate van impact (voor uitleg zie box 3 in hoofdstuk 2).

5.4 Discussie

De overleving van de kievit vertoont een verschil tussen de broedperiode in Nederland en de niet-broedperiode waarin de kievit zich vooral ophoudt in Frankrijk, en daarbij relatief veel op agrarische land voorkomt, en weinig in beschermde gebieden. Een groot aantal kieviten wordt in Frankrijk geschoten. Uit Brits onderzoek (Wernham *et al.* 2002) kwam naar voren dat de doodsoorzaken van kieviten (die in hetzelfde gebied overwinteren als Nederlandse kieviten) vooral jacht (56%) en andere aan mensen gerelateerde oorzaken (22%) zijn, en voor een klein gedeelte natuurlijke omstandigheden (10%) en overige factoren (12%). Juveniele kieviten vertonen jaarlijks een lichte maar voortgaande stijging in de overleving. Dit wordt waarschijnlijk niet veroorzaakt door een afname in de jachtdruk, aangezien volwassenen deze trend niet vertonen. Het is veel aannemelijker dat deze toename in de overleving wordt veroorzaakt door dichtheidsafhankelijke effecten; Doordat de populatieomvang is afgenomen en in veel jaren de reproductie ook laag is, komt er relatief meer voedsel voor de jongen beschikbaar. Een detail analyse van de doodsoorzaak bij de terugmeldingen kan hierin een belangrijke bijdrage leveren. Uit de analyse van de *key-sites* kwam duidelijk naar voren dat het merendeel van de kieviten waarschijnlijk overwintert in landbouwgebieden. In de *key-sites* is intensivering van de landbouw een belangrijke bedreiging.

6 Tureluur

6.1 Biogeografische populatie

De tureluur broedt in de Palearctische regio vooral in de gematigde en steppe zones, maar her en der ook in de boreale en de mediterrane zone. De soort broedt in grote delen van Europa en lokaal in Noord-Afrika, en over een groot gebied in Azië, tot aan de Himalaya, het Tibetaanse plateau, Mongolië, Noord-China en de Amur vallei in Oost-Rusland. De noordgrens van het broedgebied ligt bij 70°N in Scandinavië en het Kola schiereiland, rond 60°N in Oost-Europees Rusland en niet verder dan 55°N ten oosten van de Oeral. De westelijke tureluurs overwinteren van Noordwest-Europa, de Zwarte zee, de Kaspische zee, het hele Middellandse Zeegebied en het Midden-Oosten tot West-Afrika, Oost-Afrika en het Arabisch schiereiland. Oostelijke tureluurs trekken vooral naar India, Sri Lanka en Zuidoost-Azië (Delany *et al.* 2009).

Over de taxonomie en de indeling in biogeografische populaties is het laatste woord nog niet gezegd; voor deze discussie verwijzen we naar Delany *et al.* (2009). Op dit moment houden wij de indeling aan zoals voorgesteld door Delany *et al.* (2009), waarbij vijf verschillende biogeografische populaties worden onderscheiden:

- Een populatie van de *robusta* ondersoort die broedt in IJsland en de Faeröer eilanden en die overwintert in Groot-Brittannië, Ierland en het Noordzee gebied (van Zuid-Noorwegen tot Noordwest-Frankrijk).
- Een populatie van de *britannica* ondersoort die broedt in Groot-Brittannië en Ierland, en vooral in Groot-Brittannië en Ierland overwintert. Een klein aantal exemplaren overwintert in Noord- en West-Frankrijk en in Portugal.
- Een populatie van ondersoort *totanus* die broedt in Scandinavië, de Baltische regio en Noordwestelijk Europees Rusland, trekt langs de Atlantische kust en overwintert voornamelijk in West-Afrika (deze biogeografische populatie wordt aangeduid met de naam: *Totanus northern Europe breeding*).
- Een populatie van ondersoort *totanus* die broedt in continentaal Europa van Frankrijk en het Iberisch schiereiland noordelijk tot aan de zuidelijke Baltische staten en oostwaarts tot de Oeral en de Zwarte Zee regio. Deze vogels migreren in een breed front en overwinteren op het Iberische schiereiland, het Middellandse Zeegebied, Noord-Afrika, West-Afrika oostwaarts tot aan de golf van Guinea (deze biogeografische populatie wordt aangeduid met de naam: *Totanus central and eastern Europe breeding*). De in Nederland broedende tureluurs behoren tot deze populatie. De geschatte omvang van deze populatie bedraagt tussen de 570.000 en 870.000 vogels waarvan 9,2% zich in Nederland bevindt, de gehele biogeografische populatie en de populatie in Nederland vertoont een afname.
- Een westelijk populatie van ondersoort *ussuriensis*, die broedt in West-Siberië en Zuidwest-Azië, en zuidelijk overwintert in het Midden-Oosten en Oost-Afrika.

6.2 Overleving

De jaarlijkse overlevingskans van een juveniele tureluur is 0,53 en een volwassen tureluur heeft een overlevingskans van 0,76. De schatting voor de adulte overleving is

vergelijkbaar met schattingen uit studies uitgevoerd elders in Europa. Voor de overlevingsschattingen van juvenielen was geen vergelijkingsmateriaal voorhanden (zie hoofdstuk 3 voor details).

Seizoensafhankelijke en regionale overleving

De gegevens van de tureluur waren niet toereikend voor een analyse naar seizoenseffecten

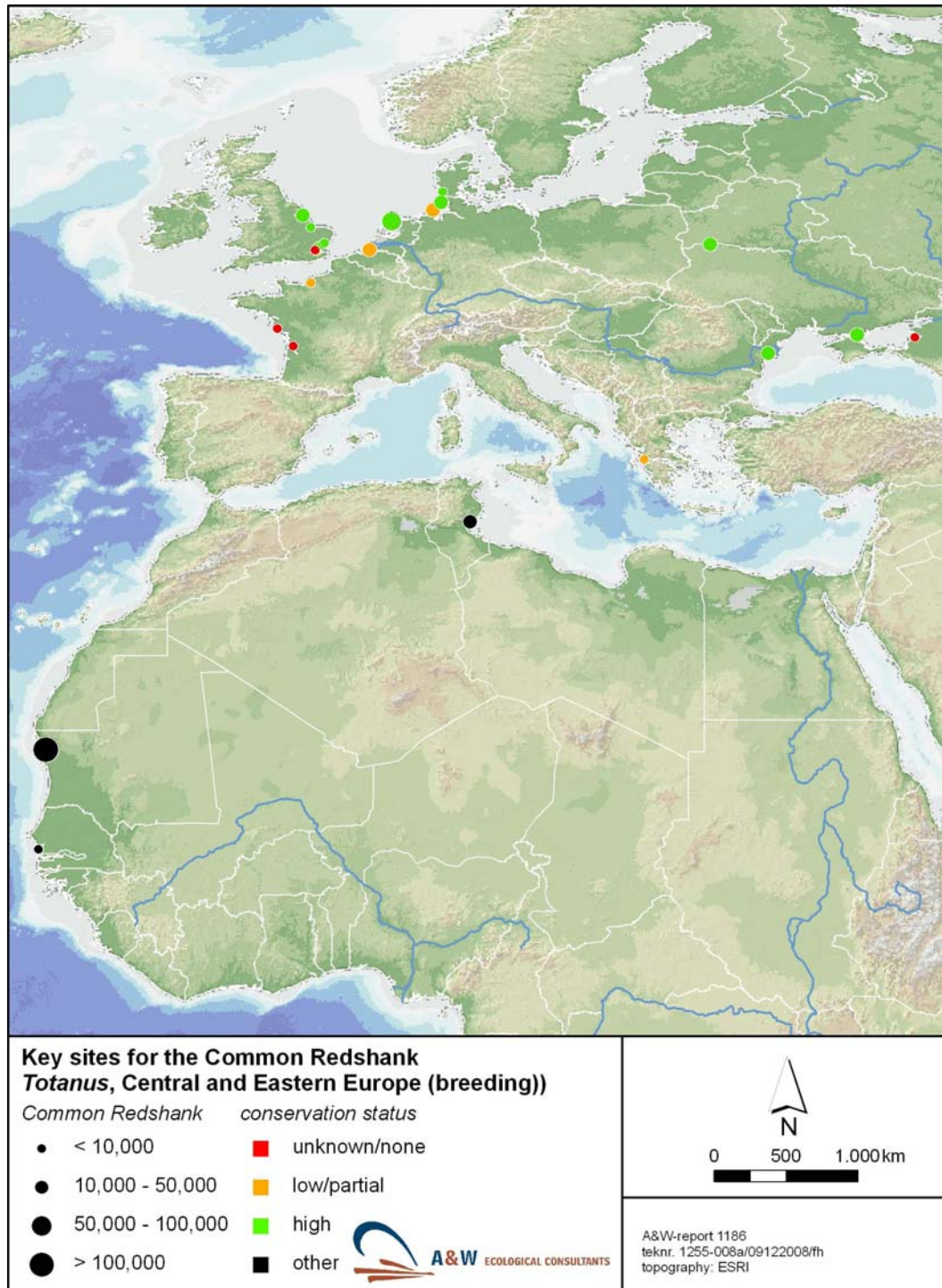
De overleving in het binnenland was hoger dan aan de kust (voor adulte tureluurs respectievelijk 0,77 *versus* 0,74 en voor juvenielen respectievelijk 0,53 *versus* 0,39). Echter het verschil tussen de regio's verklaarde niet veel van alle variatie en het uiteindelijke model gaat alleen uit van een verschil in overleving tussen de leeftijdsklassen. Het verschil tussen de kustzone en het binnenland wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een verschil in overwinteringsstrategie, zoals aangetoond voor de scholekster.

6.3 Key-sites

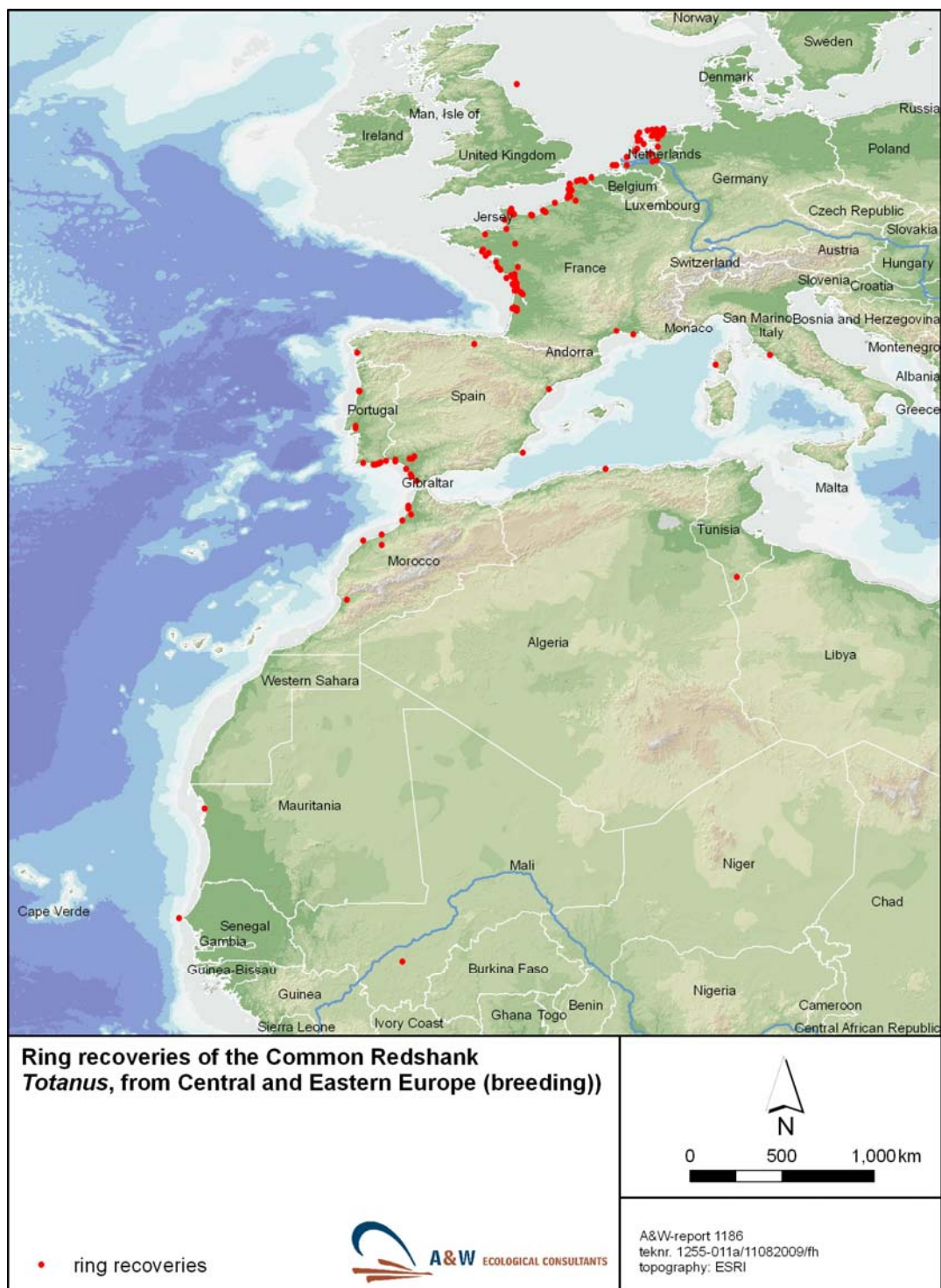
De belangrijkste *key-sites* voor de tureluur staan weergegeven in figuur 6.1. Belangrijke concentraties zijn vooral te vinden in estuaria rond de Noordzee, de westkust van Frankrijk, Tunesië, Oekraïne, Rusland, Mauritanië en Senegal. Dit zijn allemaal zoute of brakke getijdegebieden. Uit de terugmeldingen (figuur 6.2) komt een sterk vergelijkbaar beeld naar voren. Alle terugmeldingen komen van locaties aan of zeer dicht nabij de kust (uitzonderingen vormen de terugmeldingen uit Mali en Tunesië).

De capaciteit van de *key-sites* is gering. Met andere woorden, een relatief klein gedeelte van de populatie maakt gebruik van de zogenaamde *key-sites*. De ratio (de capaciteit van de *key-sites* gedeeld door de populatieomvang) heeft een waarde van 0,6 (zie hoofdstuk 2). Alleen de kievit heeft een lagere capaciteit, de grutto en de scholekster vertonen een hogere capaciteit. Dat betekent dat er relatief weinig gebieden zijn waar de tureluur in belangrijke concentraties voorkomt. De soort komt veelvuldig voor in kleinere gebieden over een groot gebied verspreid. Over het algemeen hebben de *key-sites* van de tureluur een hoge mate van bescherming (hoofdstuk 2); de meeste zijn geheel of gedeeltelijk natuurgebied. Echter het relatief grote aantal tureluurs dat gebruik maakt van kleinere en vaak onbeschermde gebieden, maakt deze soort wel kwetsbaar.

Opvallend bij de verschillen tussen de locaties van de *key-sites* en de terugmeldingen is de afwezigheid van terugmeldingen van de oostkust van Engeland. De situatie in deze estuaria is echter complex; van sommige gebieden zoals Medway Estuary en het Humber Estuary wordt gebruik gemaakt door vier verschillende biogeografische populaties (zie Delany *et al.* 2009). Daarnaast valt het relatief grote aantal terugmeldingen op in Zuid-Spanje en Zuid-Portugal, terwijl belangrijke concentraties hier niet lijken voor te komen. Waarschijnlijk komen tureluurs in deze regio veelvuldig voor, onder andere in rijstcomplexen, maar altijd in kleine aantallen, waarbij de 1% norm niet wordt overschreden. Het geringe aantal terugmeldingen ten zuiden van de Sahara wordt waarschijnlijk veroorzaakt door twee factoren: Nederlandse tureluurs zullen hier minder voorkomen en daarnaast is de terugmeldkans in deze regio ook zeer gering.



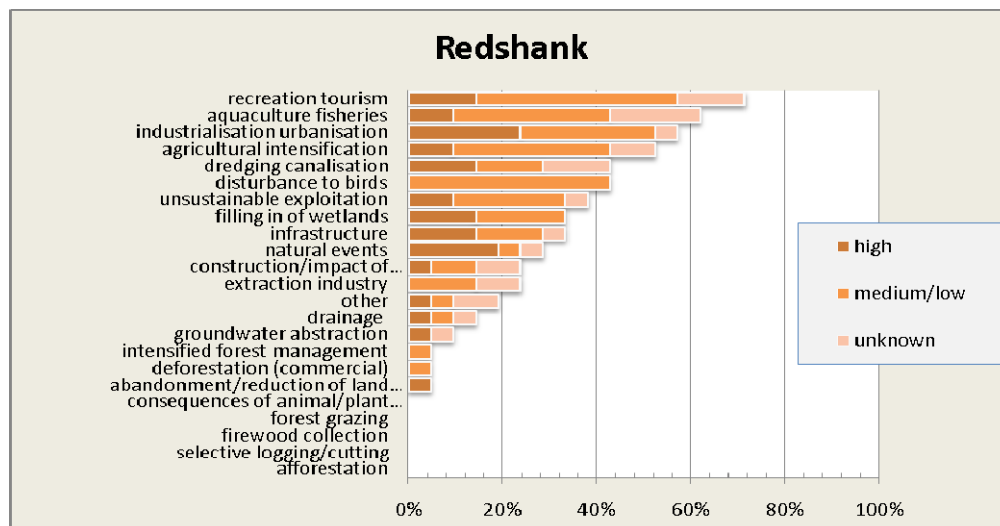
Figuur 6.1. Overzicht van de ligging van de belangrijkste gebieden (key-sites) voor de tureluur. De grootte van de stip bepaalt het maximum dat ter plekke geteld is.



Figuur 6.2. Overzicht van terugmeldingen van in Nederland geringde tureluurs.

6.4 Bedreigingen

De bedreigingen waar de tureluur key-sites aan worden blootgesteld staan grafisch weergegeven in figuur 6.3. Recreatie en toerisme vormt de belangrijkste bedreiging. Industrialisatie en urbanisatie vormen een belangrijke bedreiging met een grote impact.



Figuur 6.3. Verstoringsfactoren die spelen op de key-sites voor de tureluur (100%= 21 gebieden); factoren zijn uitgesplitst naar de mate van impact (voor uitleg zie box 3 in hoofdstuk 2).

6.5 Discussie

De ringgegevens zijn niet toereikend om een onderscheid te maken tussen de overlevingskans in de broedtijd in Nederland en de overlevingskans in de doortrek en overwinteringsgebieden. Wel kunnen we concluderen dat de overleving van tureluurs die in Nederland broeden niet afwijkt van de overlevingskans van tureluurs die elders in Europa broeden. Het (geringe) verschil tussen de overleving van tureluurs aan de kust vergeleken met de tureluurs die in het binnenland broeden wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een verschil in trekstrategie. In het licht van de complexe taxonomie en onderverdeling in biogeografische populaties, die sterk aan veranderingen onderhevig is (zie Delany *et al.* 2009), zou het ook niet verwonderlijk zijn als de kustvogels tot een andere biogeografische populatie behoren dan de binnenland vogels. Uit Brits onderzoek (Wernham *et al.* 2002) kwam naar voren dat de doodsoorzaken van tureluurs vooral worden gevormd door natuurlijke omstandigheden (47%), door jacht (30%) en een kleiner gedeelte door overige factoren (23%).

7 Grutto

7.1 Biogeografische populatie

De grutto komt als broedvogel alleen in de Palearctische regio voor. Buiten de broedtijd komt de soort wijdverbreid voor. De soort broedt in de gematigde en boreale zones. Drie ondersoorten worden onderscheiden. De nominaat vorm *limosa* broedt in continentaal europa van West-Frankrijk en België tot Zuid-Zweden en Zuid-Finland. In het oosten wordt het broedgebied begrensd door de zuidelijke Oeral en de steppen van Kirgizië, West-Siberië tot de rivier de Chulym, de bovenstroom van de Yenisey (tot ongeveer 90°O). Daarnaast is er een kleine broedpopulatie in Zuid-Engeland van deze vorm. Overwintering vindt plaats van West- en Noord-Afrika, het Middellandse Zeegebied, tropisch Afrika (zuidelijk tot Zambia) en het Midden-Oosten tot Pakistan, West-India en Sri Lanka (Delany *et al.* 2009). Ondersoort *islandica* broedt vooral in IJsland en sporadisch op de Faeröer eilanden, Noordwest-Noorwegen, Noord-Schotland en Ierland. Deze ondersoort overwintert vooral in Groot-Brittannië, Ierland en West-Frankrijk. Kleine aantallen overwinteren langs de kust van het Iberisch schiereiland en verder zuidelijk tot in Marokko). De ondersoort *melanuroides* komt voor in Centraal en Oost-Azië en overwintert in Zuidoost-Azië.

In Eurazië worden vier verschillende biogeografische populaties onderscheiden (*islandica*, *limosa* broedend in West-Europa, *limosa* broedend in Oost-Europa, *limosa* broedend in West-Azië; Delany *et al.* 2009).

7.2 Biogeografische populaties

- De *islandica* ondersoort broedt vrijwel exclusief in IJsland en overwintert in Groot-Brittannië, Ierland, Frankrijk, Portugal, Spanje and Marokko. In het zuiden van het overwinteringsgebied mixt de *islandica* populatie met de westelijke *limosa* populatie.
- De *limosa* populatie die in europa oostwaarts broedt tot 20°O en die wegtrekt in zuidwestelijke richting om te overwinteren in Zuidwest-Europa (vooral Portugal en Spanje en een enkeling in Frankrijk), maar vooral in Noordwest- en West-Afrika, van de kustzone in Marokko, Senegal en Guinee-Bissau oostelijk tot in de overstromingsvlakte van de Niger in Mali.
- De *limosa* populatie die in Europa oostwaarts broedt vanaf 20°O en die wegtrekt in zuidelijke richting door de Zwarte Zee en het oostelijke Middellandse Zeegebied om in Oost-centraal Afrika, ten noorden van de evenaar, te overwinteren.
- De *limosa* populatie die ten oosten van de Oeral broedt en overwintert in zuidwest Azië en Oost-Afrika.

7.3 Overleving

Voor de grutto hebben we de overlevingskans onderzocht over de tijd. Voor adulte grutto's is de dataset beperkt en tijdsafhankelijke overleving is getest op jaarbasis, maar ook op 10-jarige basis. Het beste overlevingsmodel gaat uit van verschillende overlevingskansen voor adulten en juvenielen, en beide zijn afhankelijk van de 10-jarige periode. De overlevingskans van adulte grutto's was 0,7 in de jaren '60 en '70 van de vorige eeuw en nam toe tot 0,8 over de laatste 30 jaar. De juveniele overleving is erg laag en dit wordt gedeeltelijk veroorzaakt doordat verhoogde mortaliteit in het niet-vliegvlugge stadium in de schatting is meegenomen.

De schatting van een overlevingskans van rond de 0,7-0,8 is vergelijkbaar met een eerder gepubliceerde schatting voor heel Nederland. Een recente studie gebaseerd op gekleur-ringde vogels in vier gebieden gaf een soortgelijke of iets hogere schatting. Aanzienlijk hoger is de overleving van adulte IJslandse grutto's; deze hebben een overlevingskans van rond de 0,9.

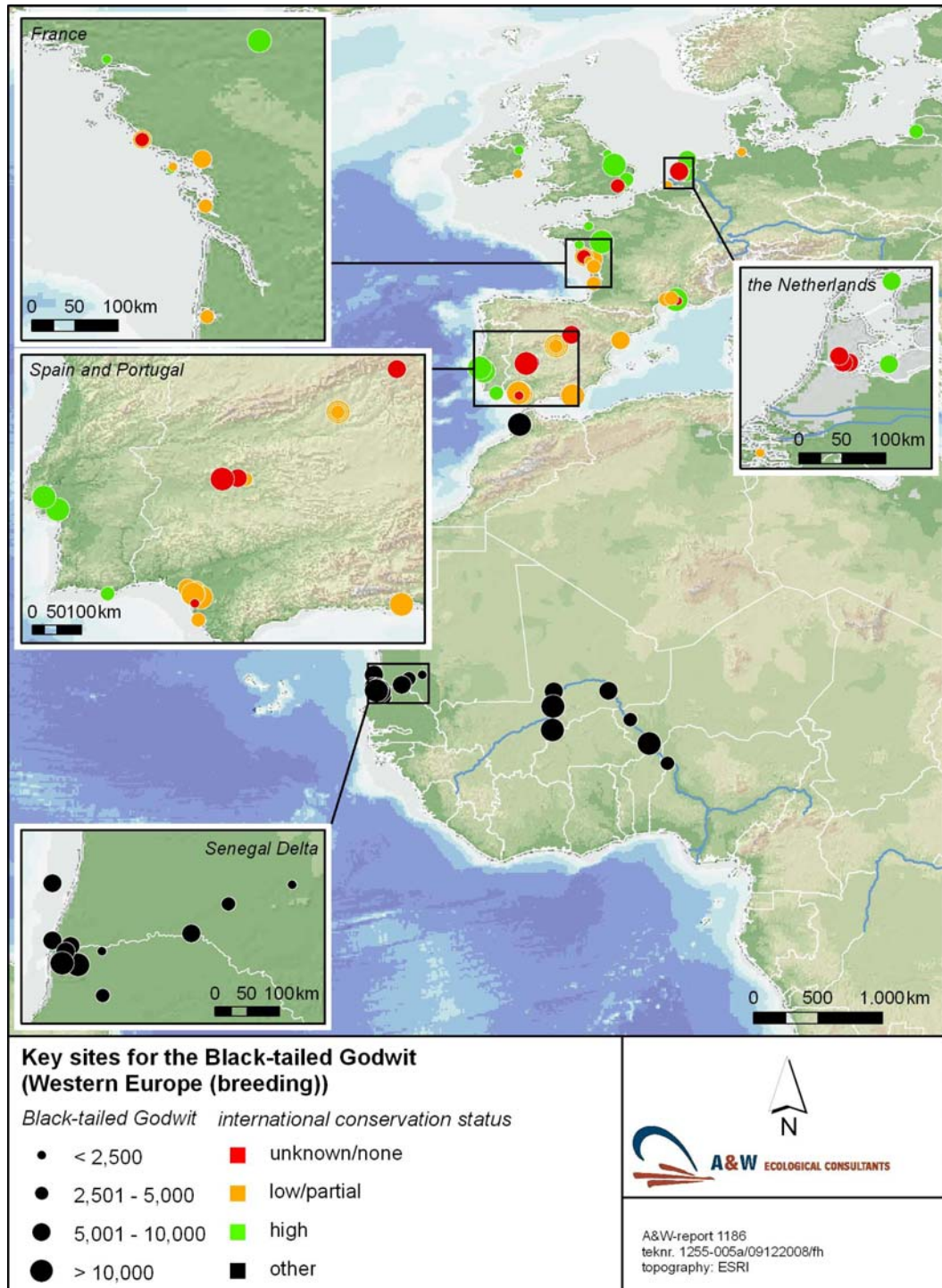
Seizoensafhankelijke overleving

De overleving van de volwassen grutto's tijdens de broedfase verschilt tussen de tienjarige periodes, maar er is geen trend te zien. De jaarlijkse overlevingskans schommelt rond de 0,9. Daarentegen is er wel een duidelijke trend te zien in de overleving buiten de broedperiode, deze stijgt van 0,74 in de jaren '60 naar 0,93 in de laatste jaren.

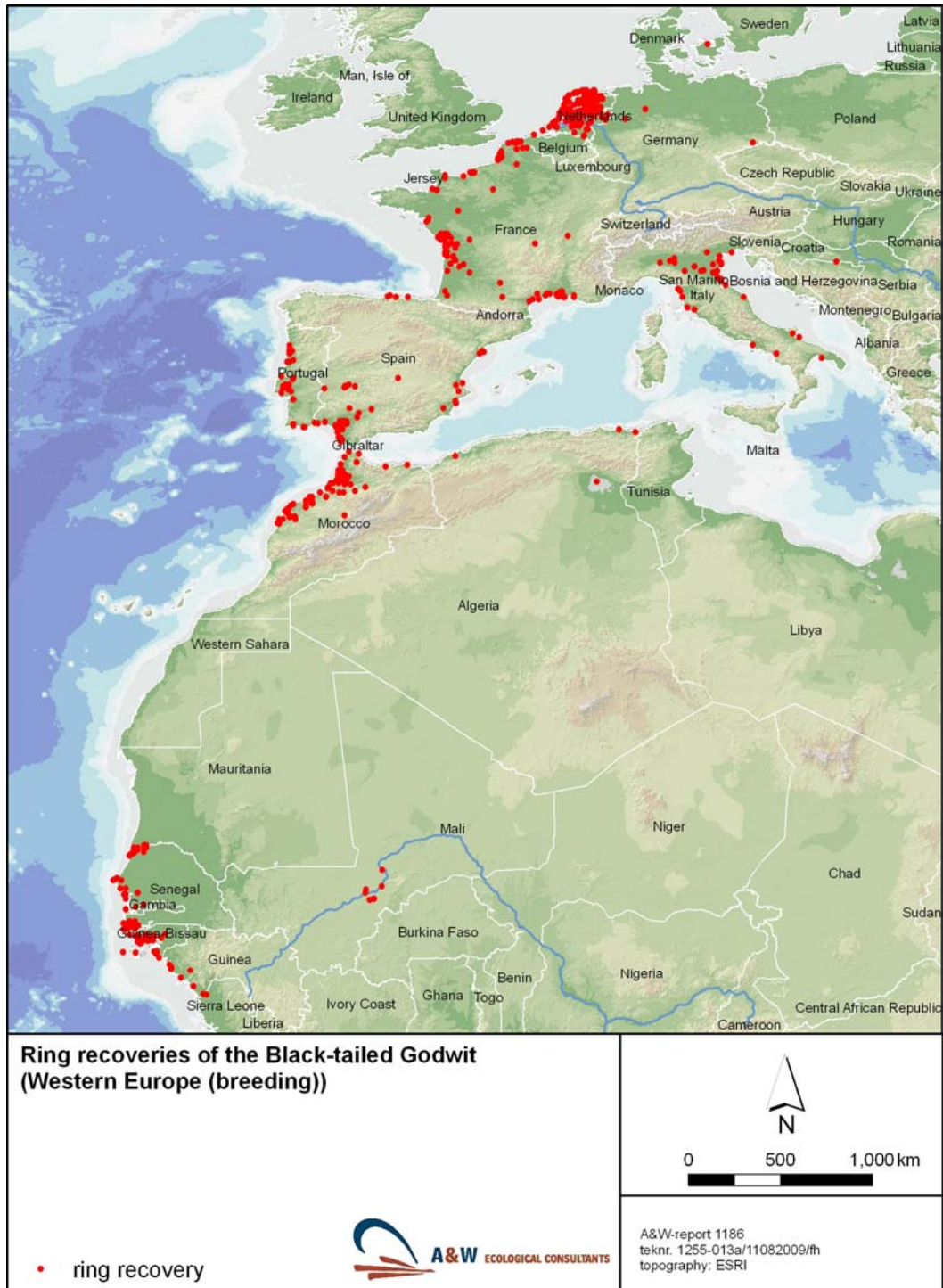
7.4 Key-sites

De belangrijkste *key-sites* voor de West-Europese grutto staan weergegeven in figuur 7.1. Belangrijke concentraties zijn te vinden in Nederland, Groot-Brittannië, West-Frankrijk, Zuid-Frankrijk, centraal en Zuid-Spanje, Portugal, Marokko en langs de Senegal en Niger rivier in Afrika. Opvallend is het ontbreken van het bolwerk in Guinee-Bissau in Delany *et al.* 2009. De terugmeldingen laten een vergelijkbaar patroon zien, zij het dat het geringe aantal terugmeldingen in Mali niet in verhouding staat tot de aantallen die er zitten en dat er een redelijk aantal terugmeldingen in Italië is.

De capaciteit van de key-sites is erg groot. De ratio (de capaciteit van de key-sites gedeeld door de populatieomvang) heeft een waarde van 3,8 (zie hoofdstuk 2), de hoogste waarde van de vier onderzochte weidevogels. Dat betekent dat er relatief veel gebieden zijn waar de grutto in belangrijke concentraties voorkomt. Over het algemeen hebben de *key-sites* van de grutto een redelijk hoge mate van bescherming (hoofdstuk 2), de meeste zijn geheel of gedeeltelijk natuurgebied.

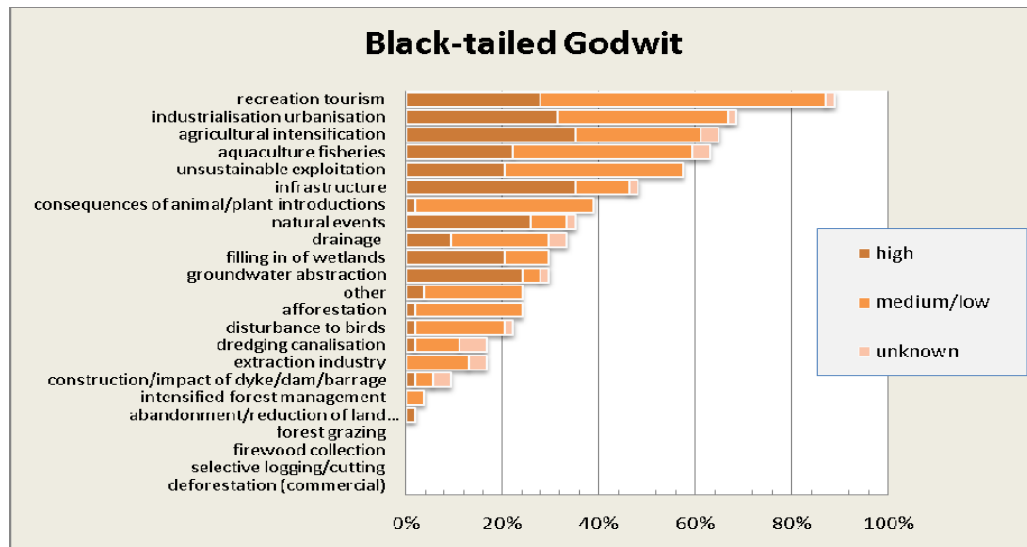


Figuur 7.1. Overzicht van de ligging van de belangrijkste gebieden (key-sites) voor de grutto. De grootte van de stip bepaalt het maximum dat ter plekke geteld is.



Figuur 7.2. Overzicht van terugmeldingen van in Nederland geringde grutto's.

De bedreigingen waar de grutto *key-sites* aan worden blootgesteld staan grafisch weergegeven in figuur 7.3. Recreatie en toerisme vormen de belangrijkste verstoring en dit treedt vooral op in Frankrijk, Spanje en Portugal. Industrialisatie/urbanisatie en intensivering van de landbouw treden veelvuldig op; de grutto maakt vooral gebruik van estuaria langs de kust, waar bebouwing en industrie oprukt. Aquacultuur en visserij beïnvloeden wel de gebieden, maar waarschijnlijk niet de grutto. Jacht vormt in veel gebieden een bedreiging, hoewel uit deze gegevens niet valt af te leiden of er daadwerkelijk ook op grutto's wordt gejaagd in deze gebieden. In het algemeen spelen natuurlijke gebeurtenissen, het opvullen van wetlands, grondwateronttrekking en infrastructuur maar in een gering aantal gebieden een rol, maar daar waar het plaatsvindt heeft dit wel een grote impact.



Figuur 7.3. Verstoringsfactoren die een rol spelen op de key-sites voor de grutto (100%= 54 gebieden); factoren zijn uitgesplitst naar de mate van impact (voor uitleg zie box 3 in hoofdstuk 2).

7.5 Discussie

Uit de overlevingsgegevens komt een schijnbaar rooskleurig beeld naar voren. De adulte overleving nam toe van 0,7 in de jaren '60 en '70 van de vorige eeuw tot 0,8 over de laatste dertig jaar (dit betekent een toename van de levensverwachting van 3,5 jaar naar 5 jaar). Echter in IJsland haalt de adulte grutto een overleving van 0,9 wat neerkomt op een twee keer zo grote levensverwachting (10 jaar) vergeleken met Nederland. De toename van de jaarlijkse overlevingskans van adulten wordt vooral veroorzaakt door een toegenomen overleving tijdens de trek en in de winter, de overleving in de broedperiode is constant gebleven. Dit kan veroorzaakt worden door een aantal factoren:

1. Dichtheidsafhankelijke effecten. De populatie is aanzienlijk geslonken en hoofdzakelijk door factoren in de broedgebieden (verminderde reproductie). Bij een gelijkblijvend areaal aan geschikt overwintering- en doortrekhabitat, ontstaat hierdoor per grutto meer ruimte en voedsel.
2. Gebruik van nieuwe gebieden. Vooral op het Iberisch schiereiland en in Afrika hebben belangrijke veranderingen in terreingebruik plaatsgevonden.
3. Aanwijzingen van nieuwe reservaten. Het belang van een gebied (oa Ramsar Sites) wordt bepaald door het aantal individuen van een soort dat over een bepaalde periode op één moment in een gebied is vastgesteld en de 1% norm van een soort. Deze 1% norm wordt geregeld opnieuw vastgesteld (thans 1700 vogels voor de grutto), maar de tellingen zijn vaak verouderd. Zo zijn gebieden aangewezen als *key-site* voor de grutto waar in de jaren '70 kleine aantallen (bijvoorbeeld 2000 vogels werden geteld, destijds een gering aantal) en waar op dit moment vrijwel geen grutto's meer zitten. Aangezien een aantal van 2000 vogels thans wel de 1% norm overschrijdt, wordt het gebied aangemerkt als belangrijk gruttogebied.
4. Verminderde jachtdruk (zie oa Zwarts *et al.* 2009, Roodbergen *et al.* 2008).

De overleving in de broedperiode is constant gebleven. In het licht van de discussie over de mogelijke rol die (vossen en roofvogels) predatie kan spelen in de overleving van adulte weidevogels, kunnen we concluderen dat bij de grutto, net als bij de scholekster, hiervoor geen bewijs is in de overlevingsgegevens. Uit Brits onderzoek (Wernham *et al.* 2002) kwam naar voren dat de sterfte bij grutto's vooral worden veroorzaakt door jacht (32%) en andere aan mensen gerelateerde oorzaken (27%), en

voor een kleiner gedeelte door natuurlijke omstandigheden (18%) en overige factoren (23%).

Over de overleving van de grutto's in hun eerste jaar is niet veel zinnigs te melden. Kuikens worden op een dusdanig jonge leeftijd geringd, dat de eerstejaars overleving sterk beïnvloed wordt door factoren in het ouderlijk territorium.

Het grote aantal *key-sites* voor de grutto wordt veroorzaakt enerzijds door het al eerder genoemde feit dat de tellingen en de normstelling uit fase lopen. Daarnaast wordt dit ook veroorzaakt doordat de grutto buiten de broedtijd een sterk geclusterd voorkomen kent, en groepen grutto's maken successievelijk gebruik van de sites. Dit speelt bij de andere drie onderzochte weidevogelsoorten een veel kleinere rol.

Deel 3

Detailstudies en synthese

8 Voedselecologie van de grutto in Zuid-Europese rijstvelden

8.1 Inleiding

Sinds enkele jaren is bekend dat grutto's veelvuldig gebruik maken van de rijstvelden in Portugal (zie oa Gill *et al.* 2007, Kuijper *et al.* 2006). De rijstteelt op zichzelf is niet nieuw in dit gebied en deze teelt vond al geruime tijd plaats op kleine schaal. Echter sinds de jaren '30 van de vorige eeuw is een schaalvergroting in gang gezet, waardoor thans het areaal rijst zo'n 30.000 ha omvat, waarvan het grootste deel rond het estuarium van de Taag (Tejo) en Sado ligt. In dit hoofdstuk beschrijven we de resultaten van het onderzoek naar het belang van de rijstvelden rond de Taag en de Sado voor grutto's.

8.2 Vraagstelling

- Wat is in het algemeen het belang van de Sado en Taag rijstvelden in Portugal voor doortrekkende grutto's?
- Wat zijn de aantallen, waar ligt de (broed)herkomst en hoe ziet de timing van de doortrek eruit.
- Hoe lang verblijft een individuele grutto in het gebied en welk habitat verkiezen ze.
- Wat is het dieet en de energieopname van de grutto's.
- Hoe ziet optimaal rijstveldbeheer eruit vanuit het perspectief van een grutto.

8.3 Methode

Studiegebied

Het veldwerk vond plaats in een aantal gebieden rond de Taag of Tejo (38° 57' N, 8° 54' W) en het estuarium van de Sado (38° 24' N, 8° 38' W) (voor een uitgebreide omschrijving verwijzen we naar de box in hoofdstuk 2). In de winter van 2005/2006, 2006/2007 en 2007/08 werden wekelijks de grutto's in het hele gebied geteld, van begin december tot eindmaart.

Individuele timing, verblijfsduur en herkomst

Een groot aantal grutto's is voorzien van kleurringen, die aangebracht zijn in de broedgebieden en doortrekgebieden. Tijdens het onderzoek werd geleidelijk duidelijk dat het gebied door twee ondersoorten van de grutto werd gebruikt (ondersoort *islandica* en nominaatvorm *limosa*). Met een formule werd het aantal *islandica* grutto's in de groep geschat (zie box).

BOX 5: Het bepalen van de fracties van de verschillende ondersoorten in het gebied

Het aantal *islandica* grutto's (N_{isl}) in de hele groep (N_{tot}) werd geschat:

$N_{isl} = N_{tot} / (1 + (A \times D) / (B \times C))$ waarin:

A= de fractie van het aantal *islandica* grutto's met kleurringen in het doortrekgebied.

B= de fractie van het aantal *limosa* grutto's met kleurringen in het doortrekgebied.

C= de fractie van het aantal *islandica* grutto's met kleurringen in de broedgebieden.

D= de fractie van het aantal *limosa* grutto's met kleurringen in de broedgebieden.

Voor het schatten van de fractie *Islandse* grutto's in de lokale populatie werd alleen gebruik gemaakt van gegevens uit 2007, aangezien voor dat jaar de meeste ringaflezingsen beschikbaar waren. Aangenomen werd dat van de *islandica* populatie circa 1,5% is voorzien van kleurringen (cf. Gunnarsson *et al.* 2005) en dat voor de westelijke *limosa* ondersoort 0,3% is geringd met kleurringen (gebaseerd op eigen waarnemingen en M. Roodbergen *pers. comm.*).

Met het programma MARK (Cooch & White 2006) zijn de herhaalde zichtwaarnemingen geanalyseerd in tijdvakken van een week. Model selectie was gebaseerd op het Akaike Informatie Criterium size (AIC_c), gecorrigeerd voor kleine steekproeven. Alle modellen maakten gebruik van een algemene logit-link functie. De verblijfsduur in het gebied werd berekend aan de hand van het best passende model in MARK en de schattingen voor 'phi' en 'gamma' in het programma SODA (Schaub *et al.* 2001). De 'gamma' parameter schat de kans dat een individu aanwezig op een tijdstip (t) in het gebied, reeds aanwezig was op een eerder tijdstip (t-1). Op dezelfde manier kunnen we beredeneren dat de overgebleven fractie (1-gamma) de kans beschrijft dat een individu nieuw arriveert in het gebied. Door de kans dat een vogel een nieuwkomer is (1-gamma) in week (t) te vermenigvuldigen met het aantal getelde grutto's in dezelfde week, kunnen we op weekbasis het aantal nieuw gearriveerde grutto's schatten. Door de aantallen nieuwkomers per week op te tellen krijgen we een schatting voor het totaal aantal individuen dat gebruik maakt van het gebied. In deze berekening is rekening gehouden met de fractie *islandse* grutto's aanwezig in de rijstvelden en alleen voor de winter van 2006-2007 hadden we voldoende gegevens beschikbaar om aan de hand van herhaalde waarnemingen aan gekleurde individuen een betrouwbare schatting te krijgen van de verblijfsduur.

Habitatselectie

In de loop van de winters van 2006/06 en 2006/07 werd de samenstelling van 120 random rijstvelden in kaart gebracht. Elk rijstveld werd gecategoriseerd naar het stadium van de rijstbouw (stoppels, geploegd veld en braakliggend rijstveld, voor details zie de box in hoofdstuk 2) en de beschikbaarheid van oppervlakte water (ondergelopen, natte en droge rijstvelden). In de twee seizoenen werden dezelfde rijstvelden onderzocht en in totaal vertegenwoordigden de proefvlakken zo'n 10% van het hele rijstareaal (280ha van de 2547 ha) dat in de regio onderzocht werd op de aanwezigheid van grutto's. Deze habitat typologie vond plaats elke twee weken, vanaf de tweede helft van december tot de tweede helft van februari. Dit leverde 10 waarnemingen in elk rijstveld, vijf in elk jaar.

We onderzochten het gehele gebied (2547 ha), meerdere keren per week, op groepen grutto's. Zodra een groep werd gelokaliseerd, werd de groep toegewezen aan het rijstveld waar het de eerste keer was waargenomen en werd dit rijstveld gecategoriseerd zoals hierboven omschreven. Vervolgens is onderzocht of de verdeling van rijstveld types waar grutto's in foerageerden overeen kwam met de verdeling van types zoals die in het veld werden aangetroffen (eveneens op tweewekelijkse basis). Aangezien fracties altijd optellen tot één, en daardoor niet onafhankelijk van elkaar zijn (*unit-sum constraint*; see Aitchison 1986) gebruikten we

een zogenaamde composiet analyse om de gegevens te toetsen. Deze methode transformeert de data met een log-ratio transformatie gebaseerd op één van de fracties in de noemer, nadat nulwaarden zijn vervangen met 0,01 (Aebischer and Robertson 1992). Met multivariate ANOVA en een geschikte test statistiek (Wilk's lambda, λ) is het mogelijk om te onderzoeken of log-ratio's onderling verschillen (gebruik versus beschikbaar) en significant verschillen van random gebruik over alle periodes. Uiteindelijk kunnen de verschillende habitats geordend worden op volgorde van relatieve benutting, waarbij rekening wordt gehouden met de verschillen in de relatieve benutting (voor meer informatie zie: Aitchison 1986, Aebischer & Robertson 1992, Aebischer *et al.* 1993).

Voedselbeschikbaarheid en dieet

Aan de hand van bodemmonsters, die verzameld werden in 48 rijstvelden, en representatief zijn voor de verschillende beheerstypen, werd de voedselbeschikbaarheid gemeten. Elk monster werd gestoken met een schep (om door de taaie wortels van de rijst heen te komen) en mat 10cm bij 10cm in oppervlak. De diepte van de bodemmonsters bedroeg 12cm, ongeveer de maximale reikwijdte van de snavel van de grutto (Schroeder *et al.* 2008). In elke rijstveld werden op deze manier vier monsters gestoken aan het begin van de onderzoeksperiode, zodat deze metingen de voedselbeschikbaarheid weergeven voordat er enige benutting door grutto's heeft plaatsgevonden. De waardes uit de vier monsters werden gemiddeld en log- getransformeerd voor analyse. In acht gevallen hebben we paarsgewijze monsters verzameld, waarbij we simultaan een plek met foeragerende grutto's hebben vergeleken met een plek in de nabijheid (binnen 500m afstand) waar grutto's niet foeragerend werden waargenomen. Alle bodemmonsters werden gezeefd over een 1mm zeef en alle zaden en evertrebraten werden geïdentificeerd met behulp van een stereomicroscop. In rijstvelden die niet geheel onder water stonden was het mogelijk om faeces van grutto's te verzamelen; deze werden in 70% alcohol geconserveerd en later geanalyseerd. In het algemeen werden deze poepmonsters verzameld in rijstvelden waar grote groepen grutto's enige tijd aanwezig waren, zodat er slechts een zeer geringe kans bestond dat per ongeluk van een andere soort gegevens werden verzameld. De poepmonsters (79 in totaal) werden gezeefd over een zeef met een maaswijdte van 63 μ m en de restanten werden geïdentificeerd met behulp van een stereomicroscop.

Foerageergedrag en energiehuishouding

In elk onderzocht rijstveld werden elke week van 15 verschillende individuen gedragsobservaties verzameld. Elk individu werd geobserveerd gedurende een periode van maximaal twee minuten (en minimaal één minuut). In deze periode werd genoteerd: het aantal stappen, aantal prikken en het aantal slikbewegingen. Deze getallen werden later omgezet naar schattingen per tijdseenheid. Voedselopname was gedefinieerd als het aantal slikbewegingen, gevolgd door een opwaartse beweging van de snavel, per tijdseenheid. Er werd vanuit gegaan dat deze beweging het eten van rijstkorrels impliceert. Naast individuele gegevens, werden ook gegevens per groep verzameld. In een groep werd van 100 random gekozen individuen het gedrag genoteerd, dat kon bestaan uit: foerageren, poetsen en rusten.

Voor het vaststellen van de energetische boekhouding van de grutto werd gebruik gemaakt van beschikbare informatie over de opname snelheid, tijdsbudgetten en de energetische samenstelling en verteringsefficiency van rijstkorrels (tabel 8.1). Deze parameters werden gebruikt om de dagelijkse energie opname te berekenen, welke vervolgens vergeleken werd met de andere zijde van de energiebalans; het energieverbruik. Het energieverbruik werd geschat aan de hand van de allometrische vergelijking in Kersten & Piersma (1987). In de berekeningen wordt uitgegaan dat grutto's 's nachts niet foerageren, en dagelijks 9,5 uur foerageren (de gemiddelde daglengte in Portugal in deze periode). Het berekende dagelijkse overschot op de energiebalans werd omgerekend in grammen vet, onder de aanname dat vet een energiedichtheid heeft van 39 kJ/g (Pennycuik & Battley, 2003).

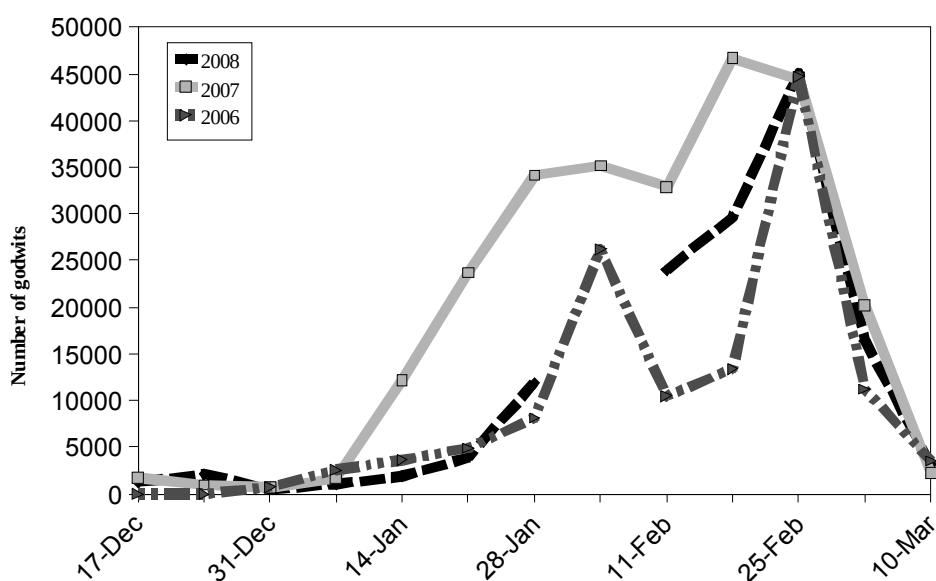
Tabel 8.1. Parameters die gebruikt werden in de energetische boekhouding en de bron van de gegevens. *Data used to calculate the energetic balance of staging Black-tailed Godwits, and source of the data.*

Variabele/variable	Waarde/value	Bron/source
Voedsel opname/ <i>Food intake</i>	7±1.2 items doorgeslikt/ <i>swallowed per minute</i>	Dit onderzoek/ <i>this study</i>
Foerageertijd/ <i>Foraging time</i>	89.4±7.2 %	Dit onderzoek/ <i>this study</i>
Energie inhoud van rijst/ <i>Energy content of rice</i>	0.35 kJ/korrel rijst <i>rice kernel</i>	L. Zwarts <i>pers. comm.</i>
Verterings efficiëntie/ <i>Digestive efficiency</i>	60%	L. Zwarts <i>pers. comm.</i>

8.4 Resultaten

Aantallen en timing

In de drie winters werd een sterk gelijkende timing van aankomst en vertrek in het gebied waargenomen (figuur 8.1). De eerste grutto's arriveren in december, maar het merendeel arriveert vanaf begin januari, waarna piek aantallen worden bereikt in midden februari (figuur 8.1).



Figuur 8.1: Verloop van de aantallen grutto's in de rijstvelden rond de Taag en de Sado (Portugal) in de winter van 2005-2006 (2006), 2006-2007 (2007) en 2007-2008 (2008). In de eerste week van februari in 2008 ontbrak een telpunt. Black-tailed Godwit timing in 2005-6 (2006), 2006-7 (2007) and 2007-8 (2008). A data point for the first week of February (2008) is missing.

Eind februari verlaten de grutto's het gebied en rond half maart is ook de laatste grutto vertrokken. De aantallen pieken stelselmatig elk jaar in de tweede helft van februari en de aantallen lopen dan op tot circa 45.000 grutto's (gemiddeld 45.500, sd=1058, n=3).

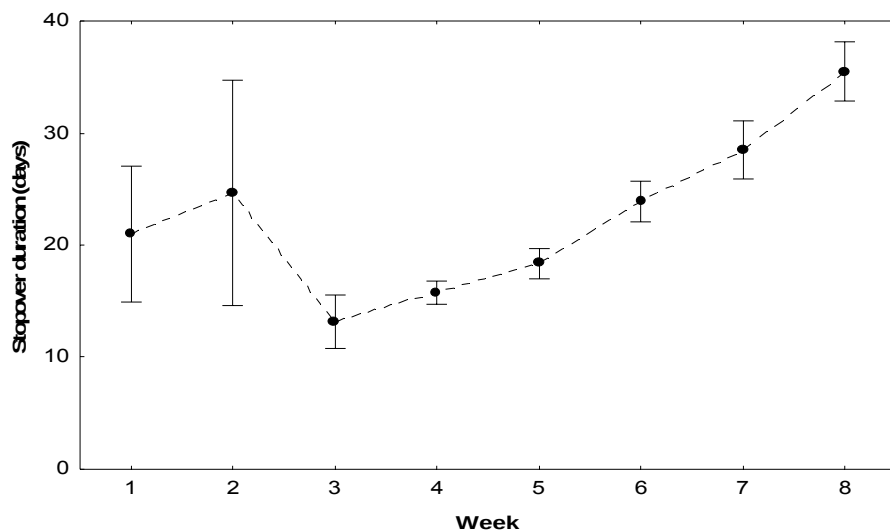
In de studieperiode werd een groot aantal individueel gekleurringde grutto's waargenomen (70 in 2006, 181 in 2007 en 118 in 2008, tabel 8.2). Het percentage IJslandse grutto's in het gebied fluctueert tussen de 5-8%, wat correspondeert met ongeveer 1658±247 individuen.

Table 8.2. Overzicht van de herkomst (plaats van ringen) en de (vermoedelijke) ondersoort van individueel gekleurringde grutto's in rijstvelden in Portugal in de (winter)periode. *Origin and subspecific taxa of colour-ringed birds observed in our study areas.*

Herkomst /Origin	Jaar			Ondersoort/subspecies
	2006	2007	2008	
The Netherlands	18	87	77	<i>limosa</i> (zeker/for sure)
Iceland & U.K.	27	66	24	<i>islandica</i> (zeker/for sure)
France	4	5	3	<i>islandica</i> (waarschijnlijk/probably)
Spain (Extremadura	2	2	3	<i>limosa</i> (merendeel/mostly)
Portugal (salinas)	0	6	5	<i>islandica</i> (merendeel/mostly)
Portugal (rice fields)	0	0	2	<i>limosa</i> (merendeel/mostly)
Unknown	19	15	4	Onbekend/unknown

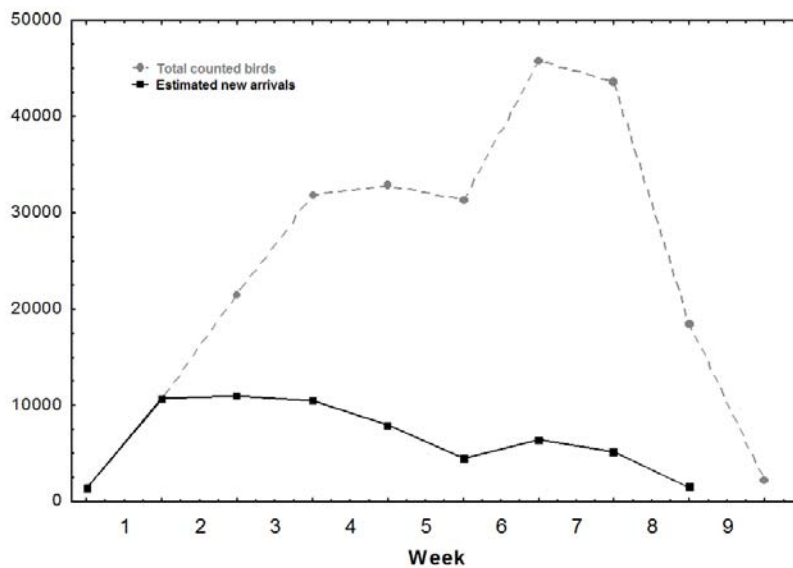
Het best passende MARK-model gaat uit van een constante 'overlevingskans' (ϕ) gedurende de eerste zes weken. De daaropvolgende twee weken varieerde de 'overlevingskans'. Het beste model gaat uit van een constante *re-sighting* kans, dus een constante kans om een vogel in het gebied te vinden en deze kans werd geschat op $29 \pm 6\%$. Het best passende model voor 'gamma' gaat er vanuit dat deze parameter geheel afhankelijk is van de tijd, terwijl er weinig verschil is tussen het model waarin de *re-sighting* kans constant is, en een model waarin de *re-sighting* kans varieert met de tijd.

De verblijftijd varieert over de onderzoeksperiode, vogels die aanwezig zijn in januari verblijven tussen de 12 en 25 dagen in het gebied, terwijl vogels die aanwezig zijn later in het seizoen ook een langere verblijfsduur hebben (figuur 2). De gemiddelde individuele verblijfsduur in de twee maanden dat grutto's aanwezig zijn, is $22,6 \pm 7,2$ dagen (bandbreedte 13,1–35,5 dagen).



Figuur 8.2: Gemiddelde verblijfsduur van individuele grutto's als functie van het weeknummer (week 1 is de eerste week van januari, weeknummer 8 is de laatste week van februari). Average stopover duration of individual godwits present in the area along the stopover period, between the first week of January (week 1) and the last week of February (week 8).

Aan de hand van de gamma-parameter werd berekend dat grutto's arriveren met een constante influx van ongeveer 10.000 individuen per week over de eerste drie weken. Na de eerste drie weken neemt de influx geleidelijk af tot vrijwel geen nieuwe binnenkomst meer tegen eind februari (figuur 8.3). Het totaal aantal grutto's dat gebruik maakt van het gebied, berekend door het aantal nieuw binnengekomen grutto's te sommeren over de hele periode, bedraagt 59.200 ± 2900 ($\pm$ standaardfout).

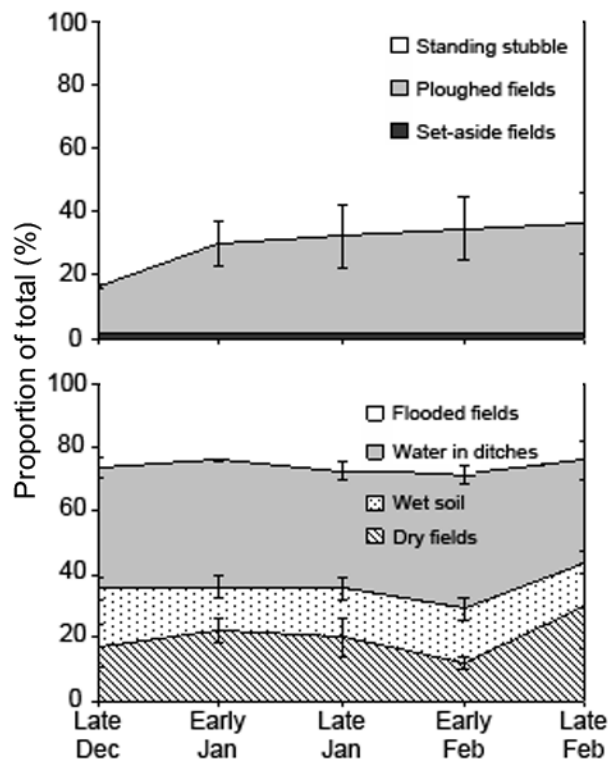


Figuur 8.3. Berekend aantal nieuw gearriveerde grutto's (zwarte punten, doorgetrokken lijn) en het totale aantal aanwezige grutto's (grijze punten en stippellijn) vanaf begin januari (week 1) tot eind februari (week 8). Estimated weekly arrivals at the stopover site, along the stopover period, between the first week of January (week 1) and the last week of February (week 8).

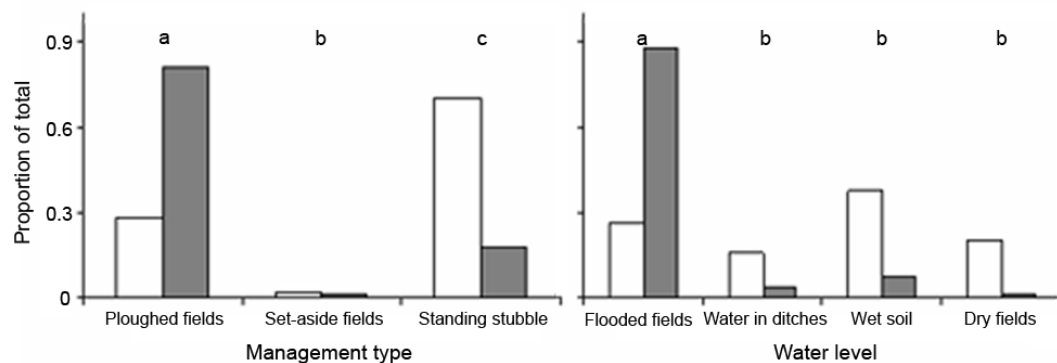
Habitat selectie

Tengevolge van landbouwactiviteiten en regenval variëren de condities in de rijstvelden in de loop van het seizoen. In beide jaren observeerden we dat de fractie geploegde velden toenam, omdat de rijstvelden gereed gemaakt worden voor het zaaien in het voorjaar. Het waterniveau fluctueerde vooral onder invloed van regen (figuur 8.4).

In totaal werden 205 grutto groepen geobserveerd (92 in de eerste winter, 113 in de tweede winter) en deze groepen foerageerden vooral in geploegde en ondergelopen rijstvelden (figuur 8.5). Grutto's selecteren geploegde velden, en in mindere mate braakliggende percelen, terwijl ze actief de stoppelvelden vermeden (Composiet Analyse: $\chi^2=0.21$, $P<0.01$). Daarnaast selecteerden de grutto's vooral ondergelopen percelen, en de natte en droge percelen werden vermeden (Composiet Analyse: $\chi^2=0.04$, $P<0.01$). Dit patroon was zichtbaar in beide jaren en kwam ook naar voren in een eerdere analyse (zie de box in hoofdstuk 2).



Figuur 8.4. Variatie in de gemiddelde beschikbaarheid (in procenten met standaardfout) van de verschillende rijstvelden. Percentages geven het gemiddelde over de jaren. Variation (in percentage with standard error) in the availability of each management type and water level category. Percentages represent averages over the years.



Figuur 8.5. Habitat selectie van grutto's. De witte staven geven de beschikbaarheid van de verschillende rijstvelden weer, uitgesplitst naar gebruik en waterniveau. De grijze staven geven het gebruik door de grutto's weer. De voorkeur van de grutto neemt af van links (voorkeur) naar rechts (vermijding). De letters geven significante verschillen weer. Habitat selection of Black-tailed Godwits in the rice fields. The white bars represent the proportion of rice paddies assigned to each management type or water level category; the grey bars indicate the proportion of godwit flocks observed in each category. For each variable, godwit preference decreases from left to right; different characters indicate significant differences in the compositional analysis.

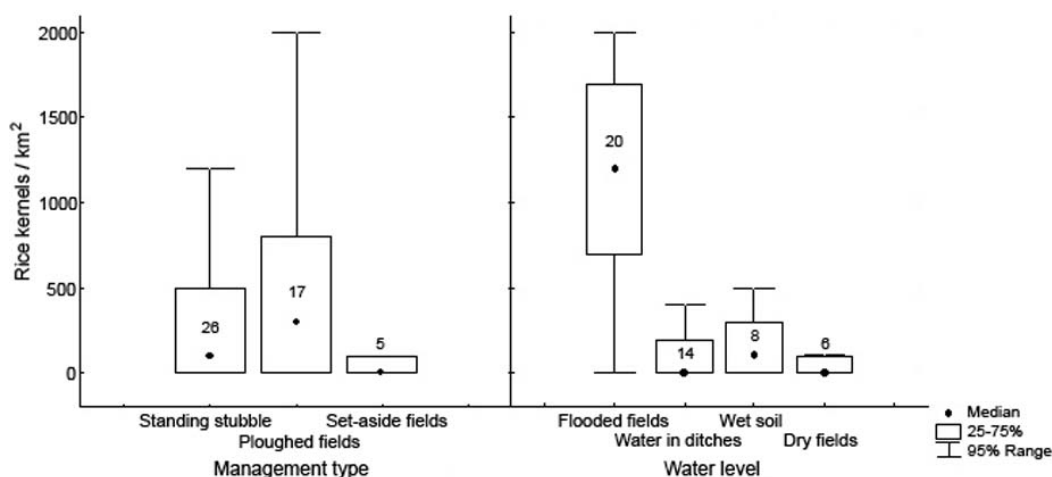
Voedselbeschikbaarheid en dieet

In totaal werden 79 poepmonsters onderzocht en 58 daarvan bevatten herkenbare voedselresten. Rijst vormde het meest voorkomende voedselrestant, in 78% van alle monsters werd rijst aangetroffen. Andere voedselrestanten werden in kleine aantallen vastgesteld en bestonden uit: slakken *gastropoda*, wormen *oligochaeta*, waterkevers *dysticidae* en een zoetwaterkreeft (Louisiana crayfish *Procambarus clarkii*). Van alle herkenbare voedselrestanten bestond 94% uit rijst (tabel 3).

Tabel 8.3. Dieet van de grutto. Per herkenbaar voedselrestant is weergegeven de fractie van de monsters waarin dit was aangetroffen (n=58) en de fractie die het voedselrestant inneemt in het dieet (gebaseerd op het totale aantal herkenbare voedselrestanten, n=453). *Diet of Black-tailed Godwits. We present the proportion of faeces (n=58), where each food type was found and the proportion of the total number of identified food items (n=453) represented by each food type.*

Voedselrestant/ prey item	Aanwezigheid in feces/ Presence in faeces	Fractie van het dieet/ Fraction of diet
Rijst <i>Oryza sativa</i>	0.78	0.94
Slakken <i>Gastropoda</i>	0.14	0.04
Wormen <i>Oligochaeta</i>	0.09	0.01
Waterkevers <i>Distycidae</i>	0.05	0.01
Zoetwaterkreeft <i>Procambarus clarkii</i>	0.03	0.00

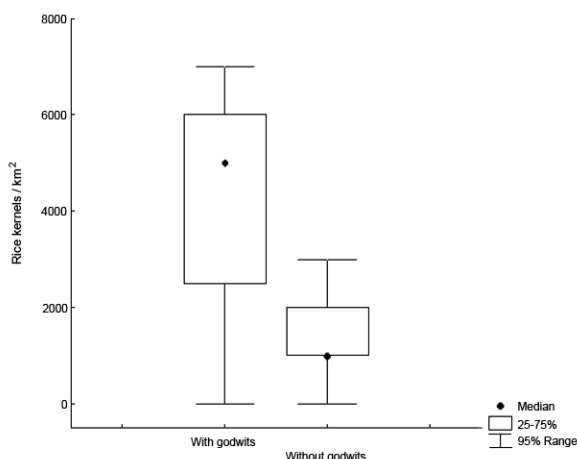
Op grond van de dieetvoorkeur (94% rijst, tabel 8.3) zijn gericht de verschillende rijstvelden onderzocht op voedselbeschikbaarheid. De dichtheid aan rijstkorrels wisselde sterk tussen rijstvelden. Deze variatie was gerelateerd aan het landgebruik (Two-way ANOVA: $F_{(2,48)}=4.1$, $P<0.01$) en aan het waterniveau op de percelen (Two-way ANOVA: $F_{(3,48)}=5.4$, $P<0.01$) en er was geen significante interactie tussen deze factoren (Two-way ANOVA: $F_{(6,48)}=0.77$, $P>0.1$). Geploegde velden hadden de hoogste dichtheid aan rijstkorrels, gevolgd door stoppelvelden en de laagste dichtheden werden aangetroffen op braakliggende percelen (figuur 8.6)..



Figuur 8.6. Box-plot van de dichtheid aan valrijst per km² in de verschillende types rijstveld. Landgebruik (links; standing stubble/stoppels, ploughed fields/geploegd rijstveld, set-aside fields/braakliggende percelen) en waterniveau (rechts; flooded/ondergelopen, wet/nat, dry/droog) zijn van invloed op de voedselbeschikbaarheid. Het getal in de staaf geeft de steekproef weer. Rice kernel abundance in the different rice field types. Both management type and water level were found to have a significant effect in rice abundance. Number of fields sampled in each category are presented.

Ondergelopen rijstvelden hadden veruit de hoogste dichtheid aan valrijst. Echter de post-hoc Tuckey test toonde aan dat in rijstvelden die geploegd en ondergelopen zijn de rijstdichtheid veruit het hoogst is, terwijl geploegde velden met maar een beetje water (natte rijstvelden) significant meer valrijst bevatten dan de meeste andere types, zelfs als ze zijn ondergelopen. Ondergelopen rijstvelden bevatten meer valrijst dan rijstvelden met minder water, hoewel deze verschillen niet altijd significant waren

In acht gevallen hebben we een rijstveld met grutto's bemonsterd en vergeleken met een nabijgelegen rijstveld dat niet gebruikt werd door grutto's. De dichtheid aan rijstkorrels in het door grutto's gebruikte rijstveld was significant hoger (Wilcoxon matched pairs test: $Z=2.52$, $P<0.05$, $n=8$, figuur 8.7).

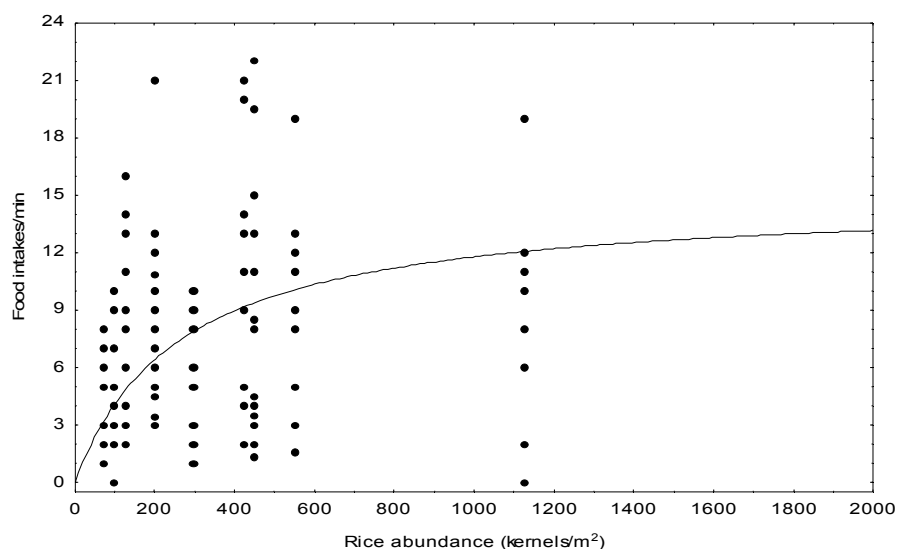


Figuur 8.7. Box-plot van de dichtheid aan valrijst (rijstkorrels/km²) in rijstvelden met en zonder grutto's. Differences in rice abundance between fields used by foraging godwits and other random fields. The paddies used by foraging flocks had significantly higher abundances of rice kernels. Analysis based on 64 samples collected in 8 pairs of rice fields.

Foerageergedrag en energiehuishouding

Gebaseerd op groepsobservaties concluderen we dat gemiddeld $89.4 \pm 7.2\%$ ($n=86$ groepen) van de individuen aan het foerageren is in een groep, hetgeen zo geïnterpreteerd kan worden dat een individu gemiddeld een vergelijkbaar gedeelte van de dag foerageert (Altmann 1974). Het restant van de tijd wordt besteed aan rusten (7,1%) en poetsen (3,5%).

De pikfrequentie bedroeg 15.5 ± 1.3 pikken/minuut en de opname per tijdseenheid bedroeg 7 ± 1.2 voedsel items/minuut (beide $N=270$). Het foerageersucces varieerde tussen de 37-60% en deze waarden varieerden niet significant over de periode. De opnamesnelheid varieerde tussen de velden met verschillende dichtheden aan valrijst (figuur 8.8); bij een toenemende dichtheid aan rijstkorrels neemt de voedselopname per tijdseenheid toe.



Figuur 8.8. Opnamesnelheid (voedsel items/minuut) als functie van de dichtheid aan valrijst (rijstkorrel/km²). Variation in food intake rates across a range of different rice densities.

Grutto's met een gemiddelde opname snelheid van 7 rijstkorrels/minuut zijn in staat om 4,68 gram vet per dag aan te leggen (tabel 8.4). Dit betekent dat grutto's die de minimale verblijfsduur hanteren van 13,1 dag, het gebied 61,25 gram zwaarder verlaten. Grutto's die de gemiddelde verblijfsduur hanteren vertrekken ruim 100 gram zwaarder en grutto's die lang blijven (35 dagen) kunnen zelfs bijna 170 gram zwaarder vertrekken (tabel 8.4).

Tabel 8.4. Energiebalans voor grutto's met een verschillende verblijfsduur in het gebied. Berekeningen zijn gebaseerd op een verblijfsduur van 13,1 dagen (minimale verblijfsduur), 22,6 dagen (gemiddelde verblijfsduur), 35,5 dagen (maximale verblijfsduur). DEE is het dagelijkse geschatte energie verbruik. Daily fat gain is het aantal grammen vet dat de grutto's per dag netto kunnen aanleggen. De totale toename in gewicht is het verschil tussen het aankomstgewicht en het vertrekgewicht. *Stopover energetics for Black-tailed Godwits, assuming different stopover durations of 13.1 days (minimum), 22.6 days (average) and 35.5 days (maximum).*

Energie opname (kJ/dag)	DEE (kJ/dag)	Daily fat gain (g)	Verblijfsduur (dagen)	Totale toename in gewicht (g)
749.1	566.7	4.68	13.1	61.26
749.1	566.7	4.68	22.6	105.68
749.1	566.7	4.68	35.5	166.0

8.5 Discussie

De aantalsontwikkeling van de grutto in het doortrekgebied in Portugal vertoonde over de drie jaren een grote gelijkheid. Als we de eerste week van februari in 2006 niet meenemen, toen we vermoedelijk een paar grote groepen gemist hebben doordat nog niet alle belangrijke rijstvelden gelokaliseerd waren, ontstaat een beeld dat vergelijkbaar is voor alle jaren. De eerste grutto's komen aan in december, en de bulk arriveert in januari. Vervolgens stijgen de aantallen en het maximum (45.500 grutto's) wordt bereikt in de tweede helft van februari, waarna in het gebied de aantallen snel afnemen doordat de grutto's wegtrekken naar de broedgebieden. Hoewel de doortrek plaatsvindt in een relatief korte periode, zijn echter nooit alle grutto's die van het gebied gebruik maken gelijktijdig aanwezig. Het werkelijk aantal grutto's dat gebruik maakt van het gebied rond de Sado en de Taag bedraagt 60.000 individuen, hetgeen 25% meer is dan de maximale aantallen suggereren.

Observaties aan individueel gemerkte grutto's tonen aan dat een gedeelte van de grutto's in de rijstvelden afkomstig is van de IJslandse populatie. Dit was een onverwacht resultaat, omdat er in de literatuur altijd vanuit werd gegaan dat deze ondersoort altijd alleen gebruik maakt van zoute of brakke getijdengebieden op het Iberisch schiereiland. Onze berekeningen tonen aan dat gemiddeld 1658 ± 247 IJslandse grutto's gebruik maken van dit gebied.

De totale populatieomvang van de *limosa* grutto's wordt thans geschat op 85.500-120.000 broedparen (Thorup 2006). Maar gebaseerd op historische ringgegevens weten we dat alleen de westelijke subpopulatie gebruik maakt van de route via het Iberische schiereiland (Haverschmidt 1963, Beintema & Drost 1986). Dus een veel lager aantal van ongeveer 53.200-59.600 broedparen (Thorup 2006) wordt geacht van deze route gebruik te maken. Dit betekent dat, als we uitgaan van de door ons getelde maxima, dat 38% - 43% van de westelijke populatie en 19% - 26% van de totale populatie van *Limosa l. limosa* gelijktijdig in het gebied aanwezig kunnen zijn. Als we daarentegen uitgaan van de aantallen die gebruik maken van het gebied, dan kunnen we stellen dat tussen de 50%- 56% van de westelijke populatie, en tussen de 25%-34% van de gehele *Limosa limosa* populatie gebruik maakt van het gebied.

Individuele grutto's verblijven gemiddeld 22,6 dagen in het gebied, dus ruwweg drie weken. De verblijfsduur neemt toe in de tijd, dus vogels die relatief laat arriveren blijven ook langer. De oorzaak hiervan zou kunnen zijn dat vogels die laat aankomen in een slechte conditie arriveren, waardoor ze langer moeten blijven om op conditie te komen. Het kan ook zo zijn dat vogels die laat aankomen van een mindere kwaliteit zijn en meer tijd nodig hebben om hetzelfde vertrekgewicht te halen als de grutto's die vroeg aankomen. Nog een mogelijkheid is dat verschillende individuen er verschillende doortrekstrategieën op na houden, het is mogelijk dat de vroege vertrekkers kort blijven en nog een stop maken in Frankrijk, terwijl de late vertrekkers in één ruk naar de broedgebieden vliegen. Dit is aannemelijk omdat in Nederland niet veel grutto's al in februari aanwezig zijn. De constante opnamesnelheid over het seizoen suggereert eveneens dat er geen verschil in kwaliteit is tussen de doortrekkende grutto's maar een verschil in strategie. Dit zou gecontroleerd kunnen worden met een vlieg simulatie programma (Pennycuik 2008), waarmee uitgerekend kan worden hoe ver de vertrekkende grutto's kunnen vliegen met hun aangelegde reserves. Voor deze modellen zijn biometrische gegevens nodig van de grutto die thans nog niet voorhanden zijn. De waargenomen opnamesnelheid is duidelijk voldoende om een positieve energie balans te handhaven, waardoor de grutto's reserves, in de vorm van vet, kunnen aanleggen. Echter, deze opnamesnelheid hangt af van de beschikbaarheid van rijstvelden met een hoge dichtheid aan valrijst. Bij lage dichtheden valrijst daalt de voedselopname, zoals verwacht bij een functionele respons (Holling 1959, Piersma *et al.* 1995). In de loop van het seizoen zullen bepaalde rijstvelden uitgeput raken, waardoor de vogels op zoek moeten naar andere rijstvelden, waar ze nog wel een hoge opname kunnen halen. Bij de gekleurringde vogels konden we dit soort bewegingen vaststellen en deze vogels verplaatsten zich steeds naar nieuwe geploegde velden.

Grutto's zijn selectief in de keuze van de rijstvelden. Ze selecteerden vooral ondergelopen en geploegde rijstvelden, boven droge en niet-geploegde rijstvelden. De keuze van dit type rijstveld, wordt veroorzaakt door de dichtheid aan rijstkorrels die hier het hoogst was. In het algemeen laten vogels buiten het broedseizoen de keuze van het type habitat vooral afhangen van de voedselbeschikbaarheid (Nehls & Tiedemann 1993, van Gils *et al.* 2004, Lourenço *et al.* 2005, Piersma 2006). Analyses van de feces toonde aan dat rijstkorrels de belangrijkste voedselbron vormen, hetgeen al eerder was aangetoond door Beintema *et al.* (1995) en Kuijper *et al.* (2006). Rijstkorrels vormen 90% van het dieet en dit stapelvoedsel wordt incidenteel aangevuld met slakken, wormen en insecten. In het algemeen zijn grutto's carnivoren, ook wanneer ze zich ophouden in estuaria (Moreira 1994), zoutpannen (Perez-Hurtado *et al.* 1997) en graslanden (Beintema *et al.* 1995). Een tijdelijk overstap naar een vegetarisch dieet is ook vastgesteld bij de nauwverwante Hudsonian Godwit *Limosa haemastica* (Alexander *et al.* 1996). Het foerageren op rijst komt veelvuldig

voor in de overwinteringsgebieden in o.a. Senegal (Tréca 1994) en Guinee-Bissau (zie hoofdstuk 9).

Rijstkorrels blijven achter op de rijstvelden na de oogst in september en oktober. Het waterniveau en het landgebruik bepalen de dichtheid aan rijstkorrels. Tot op zekere hoogte zullen rijstkorrels verloren gaan in ondergelopen rijstvelden door decompositie, een factor die zeer belangrijk bleek in de Mississippi vallei (Stafford *et al.* 2006). Aan de andere kant hebben droge rijstvelden een aantrekkende werking op zangvogels (Elphick 2004) die in grote groepen snel de beschikbare valrijst kunnen uitputten voordat de grutto's arriveren (pers. obs.). Dit is ook zichtbaar op rijstvelden die in de loop van de winter droogvallen door een gebrek aan regenval of door drainage. Hier werden grote groepen mussen en vinken waargenomen. Kleine knaagdieren kunnen ook op valrijst foerageren en dit kan een pest vormen voor de boeren (Rabiu & Rose 2004, Brown & Tuan 2005). Ondanks potentiële verliezen door decompositie, vermoeden we dat zangvogels de voornaamste oorzaak zijn voor het feit dat ondergelopen rijstvelden een hogere rijstkorrel dichtheid hebben, waardoor alleen ondergelopen of minstens gedeeltelijk ondergelopen rijstvelden in de herfst en winter van belang zijn voor grutto's.

Het feit dat geploegde rijstvelden een hogere rijstkorreldichtheid hebben wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat een gedeelte van de korrels begraven raakt in de bodem door dorsmachines. Deze korrels komen pas weer beschikbaar voor de vogels als de bodem wordt geploegd. Vers geploegde velden hebben daardoor een aantrekking op grutto's.

Tijdens de voorjaarsrek vormen de rijstvelden een ideaal foerageergebied voor de grutto.

Verschillen in landgebruik en waterniveaus hebben een effect op andere concurrenten die ook op deze voedselbron foerageren. Naast grutto's zijn rijstvelden ook van belang voor andere soorten watervogels (Altenburg & van der Kamp 1986, Fasola & Ruiz 1996, Elphick & Oring 1998, Tourenq *et al.* 2001). Deze soorten, die er langer aanwezig zijn dan de grutto's, kunnen de hoeveelheid rijst voor grutto's reduceren. Naast de grutto zijn kievit *Vanellus vanellus*, ooievaar *Ciconia ciconia*, kokmeeuw *Larus ridibundus*, kleine zilverreiger *Egretta garzetta* en watersnip *Gallinago gallinago* (zie box in hoofdstuk 2) de meest algemene watervogels in de rijstvelden. Van deze soorten is niet bekend of ze de valrijst benutten, maar uit de literatuur blijkt dat deze soorten een vrijwel exclusief carnivoor dieet hebben (Lajmanovich & Beltzer 1995, Tsachalidis & Goutner 2002, Holland *et al.* 2006). Maar het is niet uit te sluiten, zoals deze studie aantoont, dat vrijwel volledig carnivore soorten toch in een gedeelte van het jaar op rijst foerageren. Ooievaars en reigers foerageren op de geïntroduceerde *Lousiana crayfish* in de Portugese rijstvelden (Correia 2001), een soort die erg algemeen is (Marques & Vicente 1999). Als we er vanuit gaan dat deze vogelsoorten niet foerageren op de valrijst, dan betekent dit dat bijna alle valrijst op de ondergelopen percelen beschikbaar is voor de grutto. Zelfs als deze soorten een gedeelte van de rijst consumeren, dan zal het effect gering zijn omdat deze soorten in veel lagere dichtheden voorkomen (zie box 4 in hoofdstuk 2). Grutto's daarentegen kunnen lokaal de valrijst uitputten, aangezien ze alleen een hoge opname kunnen behouden door zich geregeld te verplaatsen naar vers geploegde velden. Dit geeft aan dat voor het optimaal beheer van de rijstcomplexen voor grutto's van belang is dat de velden gefaseerd geploegd worden.

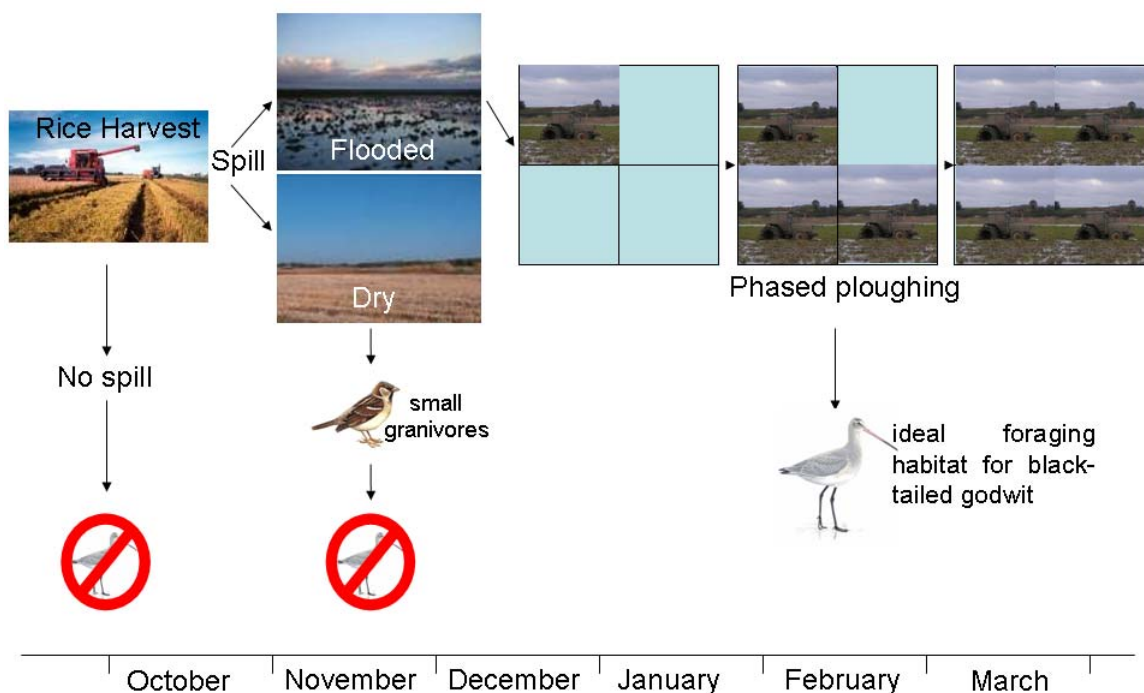
Gruttovriendelijk beheer van rijstvelden

De beschikbaarheid van valrijst, en afwezigheid van voedselconcurrenten, bepaalt in belangrijke mate waar de grutto's voedsel kunnen vinden. De belangrijkste factor in dit type habitat is echter de mens. Rijstvelden zijn door mensen aangelegd habitat en de condities die grutto's daar aantreffen worden bepaald door de beheerders van de rijstcomplexen. De modernisering van de rijstbouw houdt in dat de drainage van de complexen wordt verbeterd, zodat de velden beter bewerkbaar zijn in de winter (Shuford *et al.* 1998, Elphick & Oring 2003). Op droge velden kunnen de boeren makkelijk de stoppels verbranden waarmee ze snel de plantenresten kunnen

verwijderen. Het verbranden van stoppels is ongunstig vanuit het perspectief van atmosferische depositie (Badarinath *et al.* 2006). Echter de foerageeractiviteit van vogels in ondergelopen velden versnelt de decompositie (Bird *et al.* 2000) en hiermee kan hetzelfde doel bereikt worden, zonder verlies van belangrijk foerageergebied. In plaats van de drainage te verbeteren in de winter, kan ook ingezet worden op het blokkeren van de drainage, waardoor het regenwater beter wordt vastgehouden, een methode zoals wordt voorgesteld in de Verenigde Staten (Elphick & Oring 2003, Manley *et al.* 2005). Deze methode heeft eveneens als voordeel dat steeds schaarser wordend regenwater wordt vastgehouden. Door het ploegen dragen de boeren bij aan de kwaliteit van het grutto habitat. De timing van de ploegactiviteiten is cruciaal, omdat de vogels op jaarbasis maar zeer kort in het gebied aanwezig zijn. Als de boeren besluiten de velden te ploegen in maart, komt deze voedselbron voor alle grutto's te laat beschikbaar. Op dit moment zijn er geen richtlijnen voor de boeren, die meestal weinig andere activiteiten hebben in de winter en die de velden ploegen wanneer het hun uitkomt. Op moderne grootschalige rijstcomplexen worden de velden meestal pas laat geploegd, vlak voor het zaaien en nadat de grutto's zijn vertrokken (pers.obs.). Het is mogelijk dat in de toekomst de rijst efficiënter geoogst kan gaan worden, waardoor er minder valrijst beschikbaar komt, maar het is moeilijk om het effect van deze ingreep in te schatten. Een bedreiging van een geheel ander kaliber is het vervangen van rijst door andere gewassen, zoals mais. Dit kan een potentieel groot gevaar voor de grutto opleveren die tegenwoordig in dit gedeelte van het jaar in belangrijke mate afhankelijk is van de rijstbouw.

Tot slot komt ook in deze studie het veranderend klimaat aan bod. Er komt steeds meer bewijs voor globale klimaatsverandering (e.g. Crowley 2000) en de huidige klimaatmodellen voorspellen voor het Iberisch schiereiland een afname van neerslag (Goodess & Jones 2002). Aangezien de neerslag de belangrijkste determinant vormt voor het waterniveau op de rijstvelden (vooral voor de traditionele rijstvelden waar de meeste grutto's gevonden worden) is het te verwachten dat in toekomst het areaal geschikt doortrekgebied zal afnemen. Aangezien de natuurlijke wetlands, waar de grutto's in het verleden gebruik van maakten, grotendeels zijn verdwenen (Kuijper *et al.* 2006), is het belangrijk dat de rijstcomplexen geschikt blijven als foerageergebied voor doortrekkende grutto's. Hiervoor zouden een groot aantal rijstvelden 's winters onder water moeten staan en een gedeelte van het ploegen zou moeten plaatsvinden tussen december en februari. Daarnaast moet worden voorkomen dat rijstbouw in deze regio wordt vervangen door andere gewassen.

De berekeningen tonen aan dat grutto's tijdens de stopover in Portugal in staat zijn om een positieve energie balans aan te houden, waardoor ze in staat zijn om vetreserves aan te leggen voor de trek naar de broedgebieden. Deze berekeningen zijn vooralsnog vooral theoretisch van aard. Gedetailleerde veldgegevens zijn nodig (vangsten) om te bevestigen of individuele grutto's daadwerkelijk de geschatte vetreserves aan kunnen leggen. Daarnaast is het momenteel nog onbekend met welk gewicht de grutto's aankomen in het gebied (en vetrekken uit West-Afrika) en ontbreekt het aan gegevens die een indicatie geven hoeveel gram vet de vogels nodig hebben om de broedgebieden te halen. Een ander aspect, dat tot op heden nog onderbelicht is, is de rui van winter naar zomerkleed, die gedeeltelijk in de deze periode plaatsvindt.



Figuur 9: Schematische weergave van hoe het beheer van rijstvelden in de tijd de hoeveelheid geschikt habitat voor de grutto bepaalt. Vroeg in het seizoen ontstaat bij de oogst de valrijst. Deze valrijst kan beschermd worden tegen voedselconcurrenten door het onder water zetten van de velden. Door gefaseerd te ploegen komt valrijst op verschillende momenten in de tijd beschikbaar. Schematic illustration of how management of rice fields can determine the quality of foraging habitat for Black-tailed Godwits. Early in the season, the presence of spilled rice and the flooding of the fields are essential for later godwit presence. During the stopover period, phased ploughing of the fields is likely to create ideal conditions for foraging godwits by ensuring a continuous supply of fields in which grain is newly available.

Dankwoord

De studie in Portugal werd mogelijk gemaakt door een groot aantal mensen. Allereerst willen we de rijstboeren in Portugal bedanken, die ons toegang gaven tot hun rijstvelden en ons van informatie voorzagen. Bij het veldwerk kregen we hulp van Alexandre Leitão, Ana Cordeiro, Ana Teresa Marques, Andreia Silva, Cláudia Fonseca, Catarina Miranda, David Santos, Freek Mandema, João Guilherme, José Alves, Niko Groen and Nuno Cidrões-Vieira. Nuno Lourenço gaf essentiële hulp bij het uitzoeken van de grondmonsters. José Pedro Granadeiro en Dr. Graça Ramalhinho boden werkruimte aan voor P.M.L. bij het Natuurhistorisch Museum in Lissabon (Natural History Museum of Lisboa). José Pedro Granadeiro gaf daarnaast belangrijke aanwijzingen voor het veldwerk. Chris Elphick, Masahiro Fujioka en J. Gill leverden belangrijke informatie over energiehuishouding en de relatie tussen watervogels en rijst.

9 Het belang van West-Afrikaanse rijstvelden voor de grutto

9.1 Kerngebieden van overwinterende grutto's in West-Afrika

Atlantische kustzone

Tot een halve eeuw geleden verkeerde men in de veronderstelling dat grutto's uit West-Europa in het Middellandse Zee gebied overwinterden, maar sindsdien werd bekend dat ze de Sahara overvliegen en daar de noordelijke winter doorbrengen in het Atlantisch kustgebied vanaf de Senegal Delta op de grens van Mauritanië en Senegal, tot in Sierra Leone. Het kerngebied binnen deze verspreidingszone wordt gevormd door Guinee-Bissau en de aangrenzende Casamance in het zuiden van Senegal; het aantal overwinteraars wordt hier sinds de eeuwwisseling geschat op minstens 50000 vogels (Kuijper et al. 2006). In deze kustzone is sprake van een sterke afname: tweederde van de populatie is in de laatste kwart eeuw verdwenen. Tellingen in Guinee die omstreeks de eeuwwisseling zijn uitgevoerd (Trolliet & Fouquet 2004) lieten een nog sterkere (maar voor niet-kerngebied karakteristieke) afname zien van meer dan 90%.

Binnenland

In het binnenland van West Afrika liggen twee grutto-kerngebieden:

- De **Binnendelta van de Nigerrivier** in Mali, een vloedvlakte waarbinnen een gebied zo groot als Nederland kon overstromen (25-35 000 km²) voordat de Grote Droogte in de Sahel toesloeg in het begin van de zeventiger jaren. Tegenwoordig overstroomt een oppervlak van 10-20.000 km². Het aantal overwinterende grutto's, voornamelijk centraal-oosteuropese vogels, wordt hier geschat op 40.000 (Zwarts et al. 2009). De tellingen van de laatste drie decennia wijzen op een relatief stabiele populatie.
- Het **Tsjaadmeer en aangrenzende vloedvlaktes van de Chari en de Logone**. Ook hier zijn de oppervlaktes van het meer en de aangrenzende inundatiezones sterk geslonken. De jaarlijkse hoogwaterstand geeft nu een meer met een oppervlak van minder dan 10 000 km² (was 20-25.000 km²). Recent zijn hier tot 40.000 grutto's geteld (Zwarts et al. 2009). Hoewel tellingen uit dit gebied vrij schaars zijn, lijkt ook hier sprake te zijn van een populatie die niet, of niet sterk, afneemt.

Nederlandse grutto's in het binnenland van West Afrika

Uit de hierboven genoemde binnenlandse wetlands komen in tegenstelling tot de Atlantische kust, slechts 12 terugmeldingen van Nederlandse grutto-ringen, alle uit de Binnendelta van de Nigerrivier. Op basis van bekende ringdichtheden in Nederland zouden bij de meer dan 5.000 op (kleur)ringen gescande grutto's in Mali, als ze alle uit Nederland afkomstig zouden zijn, 14 ringen moeten zijn gezien. Het resultaat van deze scans in 1989, 2008 en 2009 was telkens nul ringen. De kans dat er nog steeds Nederlandse grutto's in Mali overwinteren is daarom niet groot. De meeste terugmeldingen van Nederlandse grutto's in de binnendelta dateren uit de 80er jaren;

er heeft toen waarschijnlijk een substantieel aantal grutto's uit Nederland deel uitgemaakt van het contingent overwinteraars in deze vlodvlaktes.

Samenvatting

De kerngebieden binnen de verspreidingszone van de grutto in West Afrika zijn 1) Guinee-Bissau en Zuid Senegal (Casamance) in de Atlantische kustzone, 2) de Binnendelta van de Nigerrivier in Mali en 3) het Tsjaadmeer en de aangrenzende vlodvlaktes van Chari en Logone. In het Atlantische verspreidingsgebied is een sterke aantalsafname geconstateerd, terwijl hiervan in het binnenland van West-Afrika geen sprake is.

9.2 Wegtrek uit Nederland en aankomst in West Afrika

Slaapplaatsen na de broedtijd

Grutto's verzamelen zich na hun broedperiode op slaapplaatsen in de nabije omgeving. Aantallen lopen snel op in juni, om in juli te pieken. Eerst verschijnen de adulte vogels die niet succesvol zijn geweest door verschillende oorzaken (o.a. vroeg maaïen, predatie); later volgen de vogels die met (tijdelijk) succes hebben gebroed, en hun jongen. Dit beeld van het aantalsverloop op de slaapplaatsen bestaat nog steeds, maar tellingen in Friesland illustreren daarbij een opmerkelijke daling in het aantal grutto's dat deze bezoekt (Wymenga *pers.comm.*). Minstens zo opmerkelijk is dat grutto's zich de laatste jaren steeds vroeger zijn gaan verzamelen op slaapplaatsen (Zwarts *et al.* 2009), wat de vaststelling dat het broedsucces vandaag de dag minimaal is herbevestigt.

Aankomst in West Afrika

Franse waarnemers (Morel & Roux 1966, Tréca 1975, 1984) noteerden in Juli-Augustus de aanwezigheid van grutto's in de Senegal Delta, waar overzomeraars zich mengen met net aangekomen vogels. Recent onderzoek in juli (van der Kamp *et al.* 2006) leidde tot de conclusie dat grutto's al in de eerste helft van juli, of zelfs al eind juni, in West Afrika arriveren. Tijdens enquêtes in de Senegal Delta, en in de jaren erna in de Casamance, bleek bovendien dat rijstboeren de laatste tijd in toenemende mate last krijgen van grutto's tijdens de zaaitijd en in percelen waar zojuist rijstplanten zijn uitgepoot. Dit suggereert vroegere, of vroeger merkbare, aankomsten dan in het verleden toen grutto's meer broedsucces hadden en langer wachtten met een vertrek naar zuidelijker oorden. Deze vroege en relatief massale aankomsten lijken bovendien in overeenstemming met het beeld op de Nederlandse slaapplaatsen waar de in reproductief opzicht slecht renderende grutto's zich al vroeg kunnen klaarmaken voor de zuidwaartse wegtrek.

Van eerste-kalenderjaar vogels zijn de vroegste ringterugmeldingen bekend van begin augustus (Zwarts *et al.* 2009), en eerste waarnemingen in de laatste dagen van juli (van der Kamp *et al.* 2006).

Trekroute naar Afrika: satellietzenders

De laatste jaren wordt steeds meer gebruik gemaakt van satellietzenders om de levensloop en de trekpatronen van individuele vogels zo precies mogelijk in kaart te brengen. Met het uitrusten, voorjaar 2009, van grutto's met geïmplanteerde satellietzenders zit het huidige onderzoek aan de grens van wat tot dusver mogelijk is. Voorlopige resultaten zijn bemoedigend. De vijftien gezenderde grutto's (adulte vrouwen) zullen duidelijk gaan maken of de West-Afrikaanse grutto's ook gebruik maken van de getijdzone in het kerngebied, en of Middelen-Antlantische grutto's ook daadwerkelijk in de Iberische regio overwinteren.

Samenvatting

West-Europese Grutto's verzamelen zich na de broedtijd op slaapplaatsen waar hun aantallen nog steeds pieken in juli. De juni aantallen zijn echter de laatste 10-20 jaar relatief steeds hoger geworden doordat adulte vogels de laatste jaren vrijwel zonder broedresultaat blijven. Dit leidt tot een steeds vroeger vertrek uit Nederland en

vervroegde aankomsten in West Afrika waar rijstboeren volgens enquête-uitslagen tegenwoordig te maken hebben met schade veroorzaakt door grutto's die rijstkorrels in zaaibedden consumeren en net uitgeplante rijst plattrappen. Grutto's uitgerust met satellietzenders zullen naar verwachting meer licht werpen op de mate waarin grutto's jaarlijks rijstgebieden en andere habitats exploiteren.

9.3 Gruttoverspreiding in de West-Afrikaanse kerngebieden

Kerngebieden

Mangroverijstgebied

West-Europese Grutto's concentreren zich, voorzover bekend, met name in rijstgebieden langs de kust. Dit rijstareaal langs de Atlantische kust, met als kerngebied de mangroverijst in Zuid-Senegal (Casamance) en Guinee-Bissau biedt de vogels vooral de gelegenheid om tijdens en na de oogst op te vetten op valrijst.

Drijfrijstgebied

In het binnenland van West-Afrika is dat in jaren met overvloedige regenval mogelijk niet anders geweest, maar in de binnendelta van de Niger is tijdens de Grote Droogte vastgesteld dat meer dan de helft van de overwinterende grutto's opvet door kleine schelpdieren (met name Korfschelpjes *Corbicula*) te bunkeren. In het centrale deel van de binnendelta ligt een enorme voorraad van deze en andere schelpdieren. Voordat deze oogstbaar zijn -het water moet ver genoeg gezakt zijn- worden nog steeds grote concentraties grutto's gezien in drijfrijst-areaal dat vooral stroomop van het centrale Debo-merencomplex ligt, maar de wegtrek timing van de Centraal-Oosteuropese grutto's in het binnenland (start omstreeks 1 maart) interfereert door de minder hoge vloed van de laatste decennia niet goed meer met de rijstbouwcyclus.

Pleisterplaatsen

Langs de zuidrand van de Sahara liggen wetland habitats die als pleisterplaats (kunnen) fungeren voor grutto's onderweg naar de kerngebieden waar ze overwinteren. Langs de kust zijn dat rijstpolders en (half)natuurlijke plasdrasgebieden in de Senegalvallei inclusief het deltagebied. Dat daarvan gebruik wordt gemaakt is vastgesteld in de nationale parken aan weerszijden van de rivier in de delta en verder stroomopwaarts (van der Kamp *et al.* 2006). In de tweede helft van juli als de nationale parken rivierwater inlaten (een systeem dat is ontstaan na de aanleg van de Dama dam in het mondingsgebied) lopen de natuurlijke laagtes binnen de parken onder water. In 2006 werden 1.500 grutto's geteld die hierop inspeelden zolang de stijgende waterstand dit toeliet; daarna verdwenen ze.

Verspreiding in 2008: een telling vanuit de lucht

In 2008 is van 23 t/m 26 augustus een vliegtelling uitgevoerd boven het mangroverijst kerngebied van Guinee-Bissau en de Casamance, en langs de Gambia rivier. Telresultaten leverden een totaalschatting op van bijna 7.000 vogels in het kerngebied, nog lager dan de veronderstelde grootte-orde die al aanzienlijk lager lag dan de schatting van de 80er jaren (Kuijper *et al.* 2006). De verspreiding van de vogels week overigens niet af van wat tijdens eerder onderzoek was vastgesteld (Altenburg & van der Kamp 1985; Kuijper *et al.* 2006). De mogelijkheid dat nog niet alle vogels waren gearriveerd kan niet worden uitgesloten. In Portugal werden tijdens deze vliegtelling nog 5.000 grutto's geteld wat deze veronderstelling lijkt te steunen. Bovendien was in 2008 sprake van een relatief goed regenseizoen, wat de verspreiding van grutto's in deze tijd van het jaar misschien beïnvloed heeft. Hoewel dit niet bleek uit het telresultaat langs de Gambia rivier, is de kans gemist om 'synchroon' de Senegalvallei te tellen waar grutto's in dit natte seizoen mogelijk meer dan normaal aan de grond zijn geweest.

Samenvatting

Er worden door de West African Rice Development Association (WARDA) vijf verschillende rijstbouwtypes onderscheiden, waarvan er twee relevant zijn voor grutto's: mangrove-moerasrijst en drijfrijs. Deze komen binnen West-Afrika respectievelijk voor langs de Atlantische kust en in inundatiegebieden in het binnenland. De kerngebieden van overwinterende grutto's liggen in deze rijstzones. Andere, moerassige gebieden worden ook gebruikt, als pleisterplaats of winterkwartier, en maken vaak deel uit van een mangroverijst-moeras complex. Een vliegtelling boven het Atlantisch kerngebied (Guinee-Bissau en Zuid-Senegal) leverde een totaalschatting op (<7.000 vogels) die beduidend lager uitviel dan de toch al bescheiden verwachting in het licht van verricht onderzoek in de 80er jaren en na 2000, toen een alarmerende afname werd geconstateerd. Het totale rijstareaal langs de Atlantische kust is de laatste decennia geslonken, ondanks een toename in de Senegaldelta waar overigens sprake is van geïrrigeerde rijst; in deze zaairijstcultuur (dus geen ruimtelijk uitgeplante rijst) lijken grutto's hooguit even te pleisteren.

Jachtdruk bezuiden de Sahara

Aankomst en aanwezigheid grutto's versus timing van de rijstbouw

Rijstboeren bezuiden de Sahara beginnen in juni hun akkers al om te ploegen en zaaibedden aan te leggen. In vroeger jaren verliep dat relatief probleemloos aangezien het nog wel even duurde voordat de grutto's hen kwamen lastigvallen. De laatste jaren komen de grutto's aanzienlijk vroeger en te verwachten is dat dit leidt tot problemen veroorzaakt door met name grutto's die niet succesvol hebben gebroed en vroeg vertrekken uit de broedgebieden. De heersende opvatting tot de 80er jaren was dat grutto's in Noord-Senegal in de tweede helft van juli arriveerden (Morel *pers.comm.*) terwijl de conclusie van recent onderzoek was dat grutto's zeker begin juli, en mogelijk al eind juni arriveren. Dit jaar (2009) zijn juni aankomsten bevestigd door gezenderde grutto's.

Vermeende schade op basis van enquêtes

Grutto's richten volgens geënuquëerde rijstboeren en -boerinnen (van der Kamp *et al.* 2006; van der Kamp *et al.* 2008) vooral schade aan in zaaibedden (Zuid-Senegal en Guinee-Bissau) en ingezaaide percelen (Senegal Delta, Noord-Senegal en Zuid-Mauretanië). Grutto's lijken het rijstgebied voortdurend te scannen want ze zijn vrijwel meteen te vinden in de net ingezaaide percelen en zaaibedden. Dit is mogelijk doordat grutto's ook gefocust zijn op net geploegd land, de fase voorafgaand aan het zaaien. Dit is de onschuldige fase waarin grutto's wormen, insecten en larven consumeren. De enquêtes wijzen verder uit dat men ook last dan wel schade ondervindt van grutto's die net uitgeplante rijst plattrappen. Overigens vormen grutto's maar een deel van het schadeprobleem. Vrijwel altijd komen granivore queleas en wevers, naast andere lastposten, naar voren als de grootste boosdoeners die hun werk doen tijdens de afrijpingsfase van de rijst.

Afschot en jachtdruk

Enquêtes in de Casamance (2^e helft september 2007) gaven als resultaat dat op veel plaatsen jagers worden ingeschakeld om grutto's uit te schakelen. Ook rijstboeren zelf maken jacht op grutto's als deze schade (dreigen te) veroorzaken. Uit de opgegeven geschoten aantallen is voornamelijk een jaarlijks afschot van 5% van de aanwezige grutto's berekend (van der Kamp *et al.* 2008). Afschot vindt ook plaats in Noord-Senegal en Guinee-Bissau (Kuijper *et al.* 2006; van der Kamp *et al.* 2006), maar is tot dusver niet gekwantificeerd.

10 Synthese, conclusies en aanbevelingen

Dit project was bedoeld om een beter inzicht te krijgen op de overlevingskansen van de in Nederland broedende weidevogels tijdens trek en overwintering en de mate van invloed hierop hiervan. Het onderzoek spitste zich toe op vier weidevogelsoorten (scholekster, kievit, tureluur en grutto).

Wat is de mortaliteit tijdens de trek en overwintering voor de vier belangrijkste weidevogels grutto, kievit, tureluur en scholekster?

Centraal in dit rapport staat de individuele overleving, dat is de jaarlijks kans dat een individu overleeft naar het daarop volgende jaar. De overlevingskans en het reproductief succes zijn de belangrijkste *life-history* parameters van een soort. Onder *life-history* parameters wordt verstaan de variabelen die vanuit de optiek van de populatiedynamica het leven van een vogel vormgeven. Uit een groot aantal studies weten we dat de reproductie van weidevogels sterk achterblijft en dat de aanwas onvoldoende is om de populatie op peil te houden. Deze berekeningen gaan vaak uit van een bepaalde aanname van de overlevingskans. In dit rapport presenteren we gedetailleerde overlevingskansen, waardoor dit soort berekeningen gedetailleerder kunnen worden uitgevoerd. Daarnaast hebben we (voor zover het materiaal dat toeliet) de jaarlijkse overleving opgesplitst in een schatting voor de overleving in de broedtijd en buiten de broedtijd (zie figuur 1.1) en zodoende konden we onderzoeken in welke periode in het jaar de sterfte vooral optreedt.

Voor dit onderzoek werd noodzakelijkerwijs veelvuldig gewerkt met gegevens die ontleend zijn aan geringde kuikens. In de demografie wordt meestal de kuikenfase (die loopt van het ei-stadium tot het uitvliegstadium) geschaard onder de noemer reproductief succes. Deze productiefase staat onder invloed van de ouders. Na deze fase breekt een periode aan waarin de jonge vogels hun lot in eigen handen hebben. Idealiter houdt een overlevingsanalyse zich bezig met het leven van een vogel vanaf het moment van uitvliegen. Doordat kuikens geringd worden *voordat* ze vliegvlug worden zal in veel schattingen van de eerstejaars overleving noodgedwongen een gedeelte van het reproductief succes zijn verdisconteerd. In de praktijk betekent dit dat de eerstejaars overleving hierdoor wordt onderschat.

De overlevingsanalyse toonde aan dat het in de loop der jaren verzamelde databestand zeer omvangrijk is. Echter, de gegevens lenen zich maar beperkt voor analyses. Dit wordt veroorzaakt door het grote aantal kuikens dat geringd is (*voordat* ze vliegvlug worden); deze gegevens zijn maar beperkt interpreteerbaar. Het onderzoek naar trends en ontwikkelingen in de demografie van weidevogels zou sterk aan slagkracht winnen, als in de toekomst meer ingezet wordt op het (her)vangen en ringen van volwassen vogels. Daarnaast leveren studies aan gekleurmerkte individuen veel gedetailleerdere overlevingschattingen op. De studie aan gekleurmerkte grutto's in Portugal toonde aan dat het nut van kleurringen zelfs verder gaat: hiermee kan het gebruik van het gebied door verschillende populaties worden geschat, de gemiddelde verblijfsduur kan berekend worden en zelfs kun je aan de hand van deze gegevens schatten hoe groot het werkelijk aantal vogels is dat van het gebied gebruik maakt. Kleurring studies zijn dus *het* instrument om zowel de overlevingsschattingen gedetailleerder te maken als het belang van een gebied te doorgronden. In dit rapport hebben we daarnaast het belang van de verschillende gebieden geprobeerd uit te drukken in de mate waarin het gebied door een soort wordt benut, de beschermde status en de bedreigingen waar het gebied aan blootstaat. Dit zijn echter allemaal afgeleide maten. De parameters die er werkelijk

toe doen zijn overleving en reproductie, en de vraag is welke rol het betreffende gebied hierin speelt.

Is de afname van weidevogels te wijten aan een sterk toegenomen sterfte in de winter?

De overlevingsanalyse laat zien dat bij volwassen weidevogels niet veel evidentie is voor een toegenomen sterfte sinds de jaren '50 van de vorige eeuw. Adulte scholeksters en kieviten vertoonden geen gestaag toegenomen sterfte en bij de grutto wordt zelfs een afname van de adulte sterfte vastgesteld. Voor juveniele scholeksters is de jaarlijkse sterfte gestaag toegenomen, maar bij juveniele kieviten wordt een dalende sterftekans in de tijd geconstateerd. Het gevaar echter van het vergelijken van jaren, en het zoeken naar trends over die jaren, is dat een stelselmatig te lage overleving over het hoofd wordt gezien. Uit vergelijking met de literatuur blijkt dat dit mogelijk het geval is voor de grutto, de ondersoort op IJsland (waar de populatie recent een grote groei kende), heeft een veel hogere overleving (Gill *et al.* 2001). Hetzelfde geldt voor kieviten in Engeland, waar adulte vogels en juvenielen een hogere overleving hebben (Peach *et al.* 1994, Besbeas *et al.* 2002). De overlevingskansen van tureluurs en scholeksters zijn echter zeer vergelijkbaar. Het is mogelijk dat een stelselmatig te lage overleving van grutto's en kieviten mede debet is -maar niet de hoofdoorzaak- aan de dalende trend van deze soorten.

Deze bevindingen onderstrepen nogmaals dat de achteruitgang van het Nederlandse bestand aan weidevogels in zeer grote mate bepaald wordt door het achterblijven van de reproductie.

Zijn er aanwijzingen dat predatie van volwassen weidevogels in het broedseizoen tegenwoordig een belangrijke rol speelt?

Invloed die predatoren kunnen hebben op de reproductie van weidevogels zijn goed onderzocht en dat predatie een belangrijke oorzaak is voor het verlies van kuikens en legfels is goed onderbouwd (Teunissen *et al.* 2005). De rol die predatoren spelen in de sterfte van volwassen vogels in het broedseizoen is niet goed onderzocht en opinies zijn veelal gebaseerd op anekdotes. Vooral de rol van recent toegenomen predatoren, zoals vossen, wordt soms gezien als een extra sterfte factor voor volwassen weidevogels. De overlevingsgegevens wijzen hier echter niet op. De sterfte van kievit, grutto en scholekster in het broedseizoen is constant over de laatste 40 jaar. Doordat we ook naar regionale verschillen in de overleving hebben gekeken bij de tureluur en de scholekster, waarbij we onderscheid gemaakt hebben in 'echte' weidevogels die meer dan 3 km landinwaarts broeden en vogels die in de kustzone broeden, kwam naar voren dat de sterfte in het broedseizoen juist lager is in het 'echte' weidevogelgebied. Deze vergelijking berust voor een groot gedeelte op een vergelijking met vogels die in de kustzone zijn geringd op plaatsen waar geen vossen voorkomen.

Het verschil in overleving tussen scholeksters van het binnenland en kustzone komt niet alleen tot uiting in de overleving gedurende het broedseizoen, maar vooral buiten het broedseizoen. Door de terugmeldingen in detail te analyseren werd duidelijk dat scholeksters verschillen in het gebruik van de overwinteringsgebieden. Het verdient aanbeveling deze analyse ook voor de tureluur uit te voeren. Daarnaast zou het informatief zijn om de terugmeldingen te analyseren op de oorzaak van de sterfte, en deze gegevens vervolgens ruimtelijk weer te geven.

Conclusies: overleving

In Nederland zijn sinds 1958 ruim 200.000 weidevogels geringd (scholeksters, kieviten, tureluur en grutto's). Het aandeel dat adulte vogels innemen is echter zeer beperkt. Voor overlevingsanalyses en monitor doeleinden zijn vangsten en hervangsten of aflezingen van adulten vele malen doelmatiger.

Variatie tussen jaren voor juvenielen wordt grotendeels bepaald door variatie in overleving binnen het broedseizoen waarin de vogel geboren is. Hoewel gegevens van pullen die gevonden werden voordat ze vliegvlug konden worden, niet zijn opgenomen, kunnen we niet uitsluiten dat een gedeelte van de pullen die nooit meer

zijn waargenomen dood zijn gegaan voor uitvliegen. De juveniele overlevingskans kan daarom niet volledig los gezien worden van het reproductief succes, en het reproductief succes hangt van een groot aantal factoren af zoals van het gedrag van de ouders, predatie, het weer en een range aan factoren die samenhangen met het terreinbeheer.

De hogere overleving van binnenland vogels versus vogels aan de kust, die voor de scholekster en de tureluur werd gevonden, is verassend te noemen. De verklaring hiervoor is vermoedelijk dat de binnenland vogels op een andere locatie overwinteren dan vogels van de kust. Scholeksters die in het binnenland zijn geringd en die teruggemeld werden buiten het broedseizoen, werden vooral teruggemeld uit de delta. Scholeksters die geringd werden langs de kust, werden vooral gemeld uit de Waddenzee. Voor de tureluur zou dit verschil in de toekomst onderzocht kunnen gaan worden.

De afname van de juveniele overleving bij de scholekster en de toename van de juveniele overleving bij de kievit worden beide niet veroorzaakt doordat de pullen in de loop van de jaren op een ander tijdstip worden geringd. Voor de kievit werd geen relatie gevonden met weersvariabelen. Voor de scholekster werd geconstateerd dat de overleving tussen juvenielen en adulten gecorreleerd is. Weersvariabelen verklaarden de afname niet. De afnemende scholekster overleving wordt vermoedelijk veroorzaakt door dichtheids-afhankelijke effecten in combinatie met een verandering van de voedselsituatie in de delta.

De grutto overleving nam toe over de jaren. Deze toename wordt vooral veroorzaakt door verbeterde overlevingskansen buiten de broedperiode. Een van de factoren kan de veranderende jachtdruk zijn, maar veranderingen in het gebruik van overwinteringsgebieden en doortrekgebieden kunnen ook een rol spelen. Daarnaast is de grutto populatie grotendeels ingestort door een gestaag dalende reproductie. In analogie met de situatie van de IJslandse grutto's in Engeland, waar door de toenemende populatieomvang steeds meer individuen genoeg moeten nemen met sub-optimale gebieden (Gunnarsson *et al.* 2005), is het zeer goed mogelijk dat de Nederlandse grutto's ook profiteren van het relatief lage aantal voedselconcurrenten. Een andere factor die mee kan spelen is de toename in het gebruik van het rijstareaal, dat sinds de jaren '60 in grootte is toegenomen (Kuijper *et al.* 2006). En last but not least, er zijn fitness kosten verbonden aan reproductie; mogelijk neemt de overleving toe omdat veel vogels niet toekomen aan het uitbroeden en grootbrengen van jongen. We moeten ons niet rijk rekenen met de toenemende jaarlijkse overlevingskansen van grutto's; de overleving van Nederlandse grutto's is aanzienlijk lager dan die van de IJslandse grutto's.

Bovenstaande bevindingen onderstrepen dat de achteruitgang van het Nederlandse bestand aan weidevogels in zeer grote mate bepaald wordt door het achterblijven van de reproductie.

In welke mate zijn nog steeds voldoende geschikte biotopen als rustgebied tijdens de trek aanwezig? Voor de grutto is hierover het een en ander bekend. Hoe zit het met de kievit, tureluur en scholekster?

Een gebiedsanalyse, waarbij alle gebieden zijn onderzocht waar de 1% norm van de soort wordt overschreden (*key-sites*) geeft zicht op de belangrijkste gebieden waar de Nederlandse weidevogels overwinteren, en op de belangrijkste bedreigingen waar deze gebieden aan bloot staan. De potentiële capaciteit van de *key-sites* per soort (gemeten aan het maximum aantal getelde vogels in die gebieden), laat zien dat er grote verschillen zijn tussen de soorten. Van de vier weidevogelsoorten komt de kievit relatief weinig geconcentreerd voor in de *key-sites*. Als de maximale aantallen kieviten die in alle *key-sites* ooit zijn geteld simultaan aanwezig zijn, dan nog zou slechts 20% van de biogeografische populatie in deze gebieden aanwezig zijn. Het merendeel zit dus diffuus verspreid, waarschijnlijk grotendeels op agrarische land. Geheel anders is de situatie voor de grutto. De gesommeerde maximum aantallen leveren hier een omvang die bijna 4x groter is dan de huidige populatie omvang.

De getallen impliceren dat het netwerk van beschermde gebieden langs de trekroute voor de grutto veel beter ontwikkeld is dan voor de kievit, of anders geformuleerd: de afhankelijkheid van beschermde gebieden is bij de grutto veel groter. Dit betekent *niet* dat er ruim voldoende geschikt winter en trekhabitat voor de grutto is, en dat er een tekort aan dit habitat voor kieviten is. De scholekster en de tureluur nemen een intermediaire positie in, beide kunnen in een redelijk aantal beschermde gebieden terecht en deze gebieden hebben over het algemeen een redelijk goede beschermingsstatus.

Hoewel het voorkomen verschilt tussen de soorten, zitten er belangrijke overeenkomsten in de bedreigingen waar de *key-sites* aan blootstaan. Voor alle soorten geldt dat de *key-sites* onder druk staan door recreatie & toerisme. Het betreft hier habitatverlies tengevolge van hotels, appartementen, vakantiehuisen en recreatievoorzieningen. Verstoring die de recreanten veroorzaken vindt in geringere mate plaats, tussen de 20% en 50% van de belangrijke gebieden ondervinden hier hinder van. Daarnaast vertonen de gebieden die van belang zijn voor grutto, scholekster en tureluur eenzelfde mate van bedreiging door industrialisatie & urbanisatie en aquacultuur / visserij, hoewel deze laatste waarschijnlijk alleen rechtstreeks effect op de scholekster heeft. De grutto en de tureluur hebben daarnaast te lijden van agrarische intensivering. Exploitatie, waaronder jacht, is vooral van belang voor de grutto gebieden, en in mindere mate in de gebieden waar de andere soorten zich ophouden.

De kievit is de soort waarvan we het gebruik van doortrek en overwinteringsgebieden nog het minst begrijpen. Daarnaast blijkt uit de terugmeldingen (zie hoofdstuk 5) dat deze soort veelvuldig in Frankrijk overwintert. Een gedetailleerde ruimtelijke analyse van de terugmeldingen van de kievit, gekoppeld aan de doodsoorzaken kan voor deze soort belangrijke aanvullende informatie verschaffen. Mogelijk geeft zo'n analyse een verklaring voor de toename van de juveniele overleving over de jaren (zie hoofdstuk 3).

Het in detail beschrijven hoe groot de rol van een bepaald gebied is in de jaarcyclus van een bepaalde soort, is geen sinecure. Een onderzoeksopzet zoals thans door de RUG aan de bijvoorbeeld grutto en de kanoetstrandloper wordt uitgevoerd is de meest succesvolle opzet. Door gekleurringde individuen te volgen, kan de habitat voorkeur of de overwinteringsstrategie gekoppeld worden aan de kans dat de vogel overleeft.

De vraag of er voldoende gebiedscapaciteit is, is zeer moeilijk te beantwoorden, en hangt in eerste instantie af van de vraag 'voor hoeveel vogels'. De overlevingsgegevens geven aan dat er geen ernstig conflict speelt in de winter en in de doortrekfase. In ieder geval is er geen sterke trendbreuk te zien in de overlevingsgegevens, hetgeen niet uitsluit dat het in deze gebieden langdurig en stelselmatig schort aan habitatkwaliteit en veiligheid. De bescherming van watervogels werkt grotendeels met 1% normen. Hierdoor zullen gebieden die in het verleden hoge aantallen herbergden bij een dalende populatieomvang in toenemende mate de norm overschrijden. Doordat normen worden bijgesteld (en tellingen niet in de context van de nieuwe normering worden geïnterpreteerd), werkt deze bescherming in het voordeel van soorten die een dalende trend vertonen. Hoewel het niet is uit te sluiten dat veranderingen in de doortrek- en overwinteringsgebieden een rol hebben gespeeld in de afname van weidevogels, wijzen de overlevingsgegevens en de vele veldstudies toch vooral op een stelselmatig te laag reproductief succes in Nederland.

Hebben er zich in de overwinteringsgebieden belangrijke veranderingen voorgedaan (voedselaanbod, jacht, toxische stoffen)? Wat zijn de consequenties hiervan voor het gewicht van de volwassen vogels op het moment van terugkeer naar het broedgebied? Is dit effect relevant voor de overlevingskansen en het broedsucces? Wat zijn de populatiedynamische consequenties?

Het lijkt er niet op dat er in de trek- en overwinteringsgebieden grote veranderingen hebben voltrokken die in grote mate de dalende tendens in de nederlandse broedgebieden zou kunnen verklaren. Dit betekent niet dat er geen veranderingen in deze gebieden hebben plaatsgevonden, maar wel dat de effecten waarschijnlijk (vanuit populatie dynamische oogpunt) niet in verhouding staan tot het effect van de achterblijvende reproductie. Van de vier onderzochte weidevogelsoorten, leent de grutto zich het best voor een onderzoek naar de relatie tussen de kwaliteit en beschikbaarheid van geschikte overwinterings- en doortrekgebieden in relatie tot parameters die het broedsucces bepalen. Het thans lopend lange termijn kleurring onderzoek en satelliet zender onderzoek van de RUG en Altenburg & Wymenga zal waarschijnlijk hier een eerste aanzet toe geven.

Recente inzichten wijzen op een mogelijk conflict van overwinterende grutto's met landbouw in West-Afrika. Vanwege de schade die grutto's toebrengen aan rijstcultures worden ze in sommige gebieden intensief bejaagd. Hoe kan het negatieve effect daarvan beperkt worden? Hoe is de situatie in dit opzicht voor de andere drie soorten, namelijk de kievit, tureluur en scholekster?

In samenwerking met Alterra doet A&W onderzoek naar bovenstaande vraagstelling. Op korte termijn zullen de resultaten hiervan beschikbaar komen. Zoals geschetst in de offerte leverde de onderzoeksoverdracht van de Kenniskring een bijdrage aan dit onderzoek. Recent vliegtuigtellingen in het west afrikaanse overwinteringsgebied laten zien dat de verspreiding van grutto's aan verandering is onderhevig. De eerste veldschattingen met betrekking tot de lokale jachtdruk geeft een indicatie dat ongeveer 5% van de aanwezige grutto's ten prooi valt aan lokale jagers (van der Kamp *pers.comm.*)

10.1 Aanbevelingen

Sterfte en reproductie bepalen de aantalsfluctuaties van onze weidevogels en de recent verschenen weidevogelbalans 2010 (van Paassen en Teunissen 2010) geeft geen reden voor optimisme. De oorspronkelijk doelstelling dat in 2010 de aantalsafname zou worden omgebogen in een aantalstoename wordt niet gehaald. Er is wel een verandering gaande, maar in de verkeerde richting. De jaarlijkse afname van kievit, grutto en scholeksters is omgebogen van een lichte afname over de periode 1998-2008 tot een sterke afname (>5%) over het meest recente tijdvak (2004-2008). Als deze huidige trend standhoudt, dan zal Nederland in 2030 nog slechts 5% van de huidige weidevogelstand herbergen. De recente snellere achteruitgang wordt mogelijk mede veroorzaakt door een fenomeen dat negatieve dichtheidsafhankelijkheid wordt genoemd. Normaal gesproken zorgen dichtheidsafhankelijke processen ervoor dat als de aantallen van een soort afnemen, de individuen netto beter gaan presteren, omdat er meer voedsel of nestgelegenheid per individu beschikbaar komt. Bij negatieve dichtheidsafhankelijkheid is dit niet het geval en zullen individuele vogels slechter gaan presteren als ze in lage dichtheden broeden (bijvoorbeeld doordat predatoren niet meer effectief verjaagd kunnen worden). Onderzoek naar het optreden van negatieve dichtheidsafhankelijkheid gecombineerd met ruimtelijk analyses (waar en op welke vinden die processen plaats?) zijn dringend nodig, omdat dit proces mogelijk grote implicaties heeft voor de besteding van middelen om de dalende trend een halt toe te roepen.

Uit het onderhavige onderzoek komt naar voren dat het stimuleren van onderzoek aan adulte vogels waarbij specifiek adulte vogels worden hervangen (zogenaamde RAS projecten) van belang is. Daarnaast is het belangrijk om nu in te zetten op gekleurde vogels die in de toekomst ook op minder intensieve manieren gevolgd kunnen worden (gecoördineerde kleurring studies). Juist nu blijft het belangrijk om de

beschikking te hebben over gegevens waarmee op korte termijn onderzocht kan worden hoe het met de recente overleving is gesteld. Hoewel er geen duidelijke trendbreuk is waar te nemen in de overleving van de vier soorten weidevogels, bestaat de mogelijkheid dat de overleving stelselmatig te laag is voor de vier soorten.

Reserves die trekvogels opdoen buiten het broedseizoen zullen in eerste instantie aangewend worden voor overleving en voor de trek. Een belangrijk aspect echter blijft onderbelicht en dat is de relatie tussen de het gedrag buiten het broedseizoen en het broedsucces in het daarop volgende jaar. In dit rapport wordt slechts enkele facetten van de populatiebiologie van weidevogels belicht. Juist de samenhang tussen de verschillende factoren: reproductie, sterfte en terreingebruik (van perceelsniveau tot op internationaal gebiedsniveau) zouden in de toekomst de bouwstenen moeten vormen voor een werkbaar populatiemodel voor weidevogels.

Met het inkrimpen van de Grutto populatie is de gehele Nederlandse populatie afhankelijk van een relatief klein aantal gebieden. Op het Iberische schiereiland (Spanje & Portugal) is de populatie nu afhankelijk van enkele grote rijstcomplexen. De rijstbouw hier staat direct onder invloed van de Europese landbouwpolitiek. De Europese verantwoordelijkheid voor het instandhouden van weidevogelpopulaties strekt zich dus verder uit dan alleen de broedgebieden, ook pleisterplaatsen hebben duurzame bescherming nodig. Van de vier weidevogels die in dit rapport onderzocht werden, vormt de winterbiologie van de kievit nog relatief onontgonnen terrein. Uit de analyses komt duidelijk naar voren dat deze soort relatief weinig voorkomt in beschermde gebieden. Een gedetailleerde analyse naar terreingebruik en sterfte onderzoek (oa sterfte ten gevolge van de jacht) zou voor deze soort een belangrijke aanvulling kunnen zijn die zal lijden tot een beter begrip van de knelpunten in de jaarcyclus.

Literatuur

Aebischer, N.J. & P.A. Robertson. 1992. Practical aspects of compositional analysis as applied to Pheasant habitat utilization. *In*: Priede, I.G. & S.M. Swift (eds.) *Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals*. pp 285-293. Ellis Horwood, New York.

Aebischer, N.J., P.A. Robertson & R.E. Kenward. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313-1325.

Aitchison, J. 1986. *The statistical analysis of compositional data*. Chapman and Hall. New York.

Alexander, S.A., K.A. Hobson, C.L. Gratto-Trevor & A.W. Diamond. 1996. Conventional and isotopic determination of shorebird diets at an inland stopover: the importance of invertebrates and *Potamogeton pectinatus* tubers. *Can. J. Zool.* 74: 1057-1068.

Altmann, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267.

Altenburg, W. & J. van der Kamp. 1985. Importance des zones humides de la Mauritanie du Sud, du Sénégal, de la Gambie et de la Guinée-Bissau pour la Barge à queue noire (*Limosa l. limosa*). Research Institute for Nature Management, Leersum

Altenburg, W. & J. van der Kamp. 1986. Oiseaux d'eau dans les zones humides de la Mauritanie du Sud, du Sénégal et de la Guinée-Bissau; octobre-décembre 1983. Research Institute for Nature Management, Leersum

Atkinson, P.W., N.A. Clark, S.G. Dodd *et al.* (2005) Changes in fisheries practices and Oystercatcher survival, recruitment and body mass in a marginal Cocker fishery. *Ardea* 93: 199-212.

Atkinson, P.W., R.J. Fuller & J.A. Vickery. 2002. Large-scale patterns of summer and winter bird distribution in relation to farmland type in England and Wales. *Ecography* 25: 466-480.

Badarinath, K.V.S., T.R.K. Chand & V.K. Prasad. 2006. Agriculture crop residue burning in the Indo-Gangetic Plains - A study using IRS-P6 AWiFS satellite data. *Curr. Sci. India*. 91: 1085-1089.

Beintema, A.J. & N. Drost. 1986. Migration of the Black-tailed Godwit. *Le Gerfaut* 76: 37-62.

Beintema, A.J., O. Moedt & D. Ellinger. 1995. *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt & Co BV. Haarlem.

Besbeas, P., S.N. Freeman, B.J.T. Morgan & E.A. Catchpole. 2002. Integrating mark-recapture-recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. *Biometrics* 58: 540-547.

- Bird, J.A., G.S. Pettygrove & J.M. Eadie. 2000. The impact of waterfowl foraging on the decomposition of rice straw: mutual benefits for rice growers and waterfowl. *J. Appl. Ecol.* 37: 728-741.
- Bos, D., I. Grigoras & A. Ndiaye. Land cover and avian biodiversity in rice fields and mangroves of West Africa. Wetlands International, Dakar, Senegal; Altenburg & Wymenga ecological consultants, Veenwouden, The Netherlands.
- Botta A., N. Viovy, P. Ciais, P. Friedlingstein & P. Monfray. 2000. A global prognostic scheme of leaf onset using satellite data. *Global Change Biology* 6: 709-725.
- Box, G.E.P., G.M. Jenkins & G.C. Reinsel. 1994. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. 3rd Ed. Holden-Day. New Jersey.
- Brown, P.R. & N.P. Tuan. 2005. Compensation of rodent pests after removal: control of two rat species in an irrigated farming system in the Red River Delta, Vietnam. *Acta Oecol.* 28: 267-279.
- Burnham, K. P. & D.R. Anderson. 1998. Model selection and inference. A practical information-theoretic approach. (eds. Springer).
- Burnham, K. P. 1993. A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data. . Marked individuals in the study of bird population. (eds. J.-D. Lebreton & P. M. North), pp. 199-213. Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland.
- Burton, N.H.K., M.M. Rehfish, N.A. Clark *et al.* (2006) Impacts of sudden winter habitat loss on the body condition and survival of redshank *Tringa totanus*. *Journal of Applied Ecology* 43: 464-473.
- Catchpole, E.A., B.J.T. Morgan, S.N. Freeman & W.J. Peach. 1999. Modelling the survival of British Lapwings *Vanellus vanellus* using ring-recovery data and weather covariates. *Bird Study* 46: S5-13.
- Choquet, R., A.-M. Reboulet, J.D. Lebreton, O. Gimenez & R. Pradel. 2005. U-CARE 2-2 User's Manual. (eds. CEFÉ, UMR 5175), Montpellier, France.
- Choquet, R., L. Rouan & R. Pradel. 2009. Program E-SURGE: a software application for fitting multievent models. *Environmental and Ecological Statistics* 16: 847-868.
- Cooch, E. & G. White. 2006. Program MARK: a gentle introduction. 5th Edition. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/> .
- Correia, A.M. 2001. Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *J. Zool.* 255: 533-541.
- Delany, S., D.Scott, T. Dodman & D. Stroud (eds.). 2009. *An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Delgado, A. & F. Moreira. 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agr. Ecosystem. Environ.* 78: 65-76.
- Durell S.E.A. le V. dit, J.D. Goss-Custard, R.T. Clarke *et al.* 2000. Density dependent mortality in Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ibis* 142: 132-138
- Duriez, O., S.A. Sæther, B.J. Ens, R. Choquet, R. Pradel, R.H.D. Lambeck & M. Klaassen. 2009. Estimating survival and movements using both live and dead recoveries: a case study of Oystercatchers confronted with habitat change. *Journal of Applied Ecology* 46: 144-153.

- Elphick, C.S. & L.W. Oring. 1998. Winter management of Californian rice fields for waterbirds. *J. Appl. Ecol.* 35: 95-108.
- Elphick, C.S. & L.W. Oring. 2003. Conservation implications of flooding rice fields on winter waterbird communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 94: 17-29.
- Elphick, C.S. 2000. Functional equivalency between rice fields and seminatural wetland habitats. *Conserv. Biol.* 14: 181-191.
- Elphick, C.S. 2004. Assessing conservation trade-offs: identifying the effects of flooding rice fields for waterbirds on non-target bird species. *Biol. Conserv.* 117: 105-110.
- Engelmoer, M. & C.S. Roselaar. 1998. *Geographical Variation in Waders*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. 331 pp.
- Fasola, M. & X. Ruíz. 1996. The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds*. 19: S122-S128.
- Fishpool, L.D.C. & M.I. Evans. 2001. Important Bird Areas in Africa and associated islands, BirdLife International. Newbury & Cambridge (BirdLife conservation series no 11).
- Gill, J.A., K. Norris, P.M. Potts, T.G. Gunnarsson, P.W. Atkinson & W.J. Sutherland. 2001. The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature* 412: 436-438.
- Gill, J.A., R.H.W. Langston, J.A. Alves, P.W. Atkinson, P. Bocher, N. Cidrões-Vieira, N.J. Crockford, G. Gélinaud, T.G. Gunnarsson, B. Hayhow, J. Hooijmeijer, R. Kentie, D. Kleijn, P.M. Lourenço, J.A. Masero, F. Meunier, P.M. Potts, M. Roodbergen, H. Schekkerman, J. Schroeder, E. Wymenga & T. Piersma. 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bull.* 114: 43-50.
- Goodess, C.M. & P.D. Jones. 2002. Links between circulation and changes in the characteristics of Iberian rainfall. *Int. J. Climatol.* 22: 1593-1615.
- Granadeiro, J.P., C.D. Santos, M.P. Dias & J.M. Palmeirim. 2007. Environmental factors drive habitat partitioning in birds feeding in intertidal flats: implications for conservation. *Hydrobiologia*. 587: 291-302.
- Groen, N.M. 1993. Breeding site tenacity and natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa*. *Ardea* 81: 107-113.
- Gudmundsson, G.A., Lindström, Å. & Alerstam, T. 1991. Optimal fat loads and long-distance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderlings *Calidris alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133: 140-152.
- Gunnarsson, T.G., J.A. Gill, A. Petersen, G.F. Appleton & W.J. Sutherland. 2005. A double buffer effect in a migratory shorebird population. *Journal of Animal Ecology* 74: 965-971.
- Haverschmidt, F. 1963. *The Black-tailed Godwit*. E.J. Brill, Leiden, The Netherlands.
- Heath, M.F., M.I. Evans, D.G. Hoccom & N.B. Peet. 2000. Important Bird Areas in Europe: priority sites for conservation (vol I en II). Birdlife International Cambridge (BirdLife conservation series no 8).
- Holland, J.M., M.A.S. Hutchison, B. Smith & N.J. Aebischer. 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Ann. Appl. Biol.* 148: 49-71.

- Holling, C.S. 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Canadian Entomologist*. 91: 385-398.
- Hulscher, J.B., K.-M. Exo & N.A. Clark. Why do oystercatchers migrate? *In: The Oystercatcher: from individuals to populations* (ed. J.D.Goss-Custard), Oxford University Press, Oxford.
- Insley, H., W. Peach, B. Swann & B. Etheridge. 1997. Survival rates of Redshank *Tringa totanus* wintering on the Moray Firth. *Bird Study* 44: 277-289.
- Kamp, J. van der, I. Ndiaye & B. Fofana 2006. Post-breeding exploitation of rice habitats in West Africa by migrating Black-tailed Godwit 2006. A&W rapport 860, Veenwouden.
- Kamp, J. van der, D. Kleijn, I. Ndiaye, S.I. Sylla & L. Zwarts. 2008. Rice farming and Black-tailed Godwits in the Casamance, Senegal. A&W report 1080. Altenburg & Wymenga consultants, Veenwouden.
- Kersten M. & T. Piersma. 1987. High levels of energy expenditure in shorebirds; metabolic adaptations to an energetically expensive way of life. *Ardea* 75: 175-187.
- Klaassen, M., Å. Lindström, H. Møltofte & T. Piersma. 2001. Arctic waders are not capital breeders. *Nature* 413: 794.
- Kuijper, D.P.J., E. Wymenga, J. van der Kamp & D. Tanger. 2006. Wintering areas and spring migration of the Black-tailed Godwit. Bottlenecks and protection along the migration route. A&W Rapport no. 820. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden.
- Lains, P. & P. Sousa. 1998. Estatística e produção agrícola em Portugal, 1846-1915. *Análise Social*. 33: 935-968.
- Lajmanovich, R.C. & A.H. Beltzer. 1995. Considerations about the feeding of Common Snipe *Gallinago gallinago* (Aves, Scolopacidae) in the middle Parana River floodplain, Argentina. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 30: 121-127.
- Lambeck, R.H.D., J.D. Goss-Custard & P. Triplet. 1990. Oystercatchers and man in the coastal zone. *In: The Oystercatcher: from individuals to populations* (ed. J.D. Goss-Custard), Oxford University Press, Oxford.
- Lawler, S.P. 2001. Rice fields as temporary wetlands: a review. *Israel J. Zool.* 47: 513-528.
- Lebreton, J. D., T. Almeras & R. Pradel. 1999. Competing events, mixture of information and multistratum recapture models. *Bird Study* 46S: S32-S38.
- Lebreton, J. D., K.P. Burnham, J. Clobert & D.R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 61: 67-118.
- Lindström, Å. 1995. Stopover ecology of migrating birds: some unsolved questions. *Israel J. Zool.* 41: 407-416.
- Lourenço, P.M. & T. Piersma. 2008. Stopover ecology of Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* in Portuguese rice fields: a guide on where to feed in winter. *Bird Study* 55: 194-202.
- Lourenço, P.M. & T. Piersma, T. (in press). Waterbird densities in South European rice fields as a function of rice management. *Ibis*.

- Lourenço, P.M., J.P. Granadeiro & J.M. Palmeirim. 2005. Importance of drainage channels for waders foraging on tidal flats: relevance for the management of estuarine wetlands. *J. Appl. Ecol.* 42: 477-486.
- Ma, Z., B. Li, B. Zhao, K. Jing, S. Tang & J. Chen. 2004. Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? - A case study on Chongming Island, China. *Biodiversity Conserv.* 13: 333-350.
- Maeda, T. 2001. Patterns of bird abundance and habitat use in rice fields of the Kanto Plain, central Japan. *Ecol. Res.* 16: 569-585.
- Manley, S.W., R.M. Kaminski, K.J. Reinecke & P.D. Gerard. 2005. Agronomic implications of waterfowl management in Mississippi ricefields. *Wildlife Soc. B.* 33: 981-992.
- Marques, P.A.M. & L. Vicente. 1999. Seasonal variation of waterbird prey abundance in the Sado estuary rice fields. *Ardeola*. 46: 231-234.
- McCloskey, J.T. & J.E. Thompson. 2000. Sex-related differences in migration chronology and winter habitat use of Common Snipe. *Wilson Bull.* 112: 143-148.
- Morel, G. and F. Roux. 1966. Les migrateurs paléarctiques au Sénégal. I. Non-Passereaux. *Terre et Vie* 1 : 19-72.
- Moreira, F. 1994. Diet, prey-size selection and intake rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* feeding on mudflats. *Ibis* 136: 349-355.
- Moreira, F. 1995. The winter feeding ecology of Avocets *Recurvirostra avosetta* on intertidal areas. II. Diet and feeding mechanisms. *Ibis* 137: 99-108.
- Nehls, G. & R. Tiedemann. 1993. What determines the densities of feeding birds on tidal flats? A case study on Dunlin, *Calidris alpina*, in the Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 31: 375-384.
- Nève, G. & A.J. van Noordwijk. 1987. De overleving van scholeksters in de Waddenzee 1980-1994. NIOO report, Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Heteren.
- Oosterbeek, K.H., M. van de Pol, M.L. de Jong, C.J. Smit & B.J. Ens. 2006. Scholekster populatie studies: bijdrage aan de zoektocht naar de oorzaken van de sterke achteruitgang van de Scholekster in het Waddengebied. Alterra rapport 1344/SOVON onderzoeksrapport 2006/05. Alterra, Wageningen.
- Ottvall, R. 2005. Breeding success and adult survival of Redshank *Tringa totanus* on coastal meadows in SE Sweden. *Ardea* 93: 225-236.
- Peach, W. J., P.S. Thompson & J.C. Coulson. 1994. Annual and long-term variation in the survival rates of British Lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63: 60-70.
- Pennycuik, C.J. & P.F. Battley. 2003. Burning the engine: a time-marching computation of fat and protein consumption in a 5420-km non-stop flight by Great Knots, *Calidris tenuirostris*. *Oikos* 103: 323-332.
- Pennycuik, C.J. 2008. Modelling the flying bird. Academic press. Cambridge.
- Perez-Hurtado, A., J.D. Goss-Custard & F. Garcia. 1997. The diet of wintering waders in the Cádiz Bay, southwest Spain. *Bird Study* 44: 45-52.
- Piersma, T. 2006. Understanding the numbers and distribution of waders and other animals in a changing world: habitat choice as the lock and the key. *Stilt* 50: 3-14.

- Piersma, T., J. van Gils, P. de Goeij & J. van der Meer. 1995. Holling's functional response model as a tool to link the food-finding mechanism of a probing shorebird with its spatial distribution. *J. Anim. Ecol.* 64: 493-504.
- Pinheiro, J.C. & D.M. Bates. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Springer. New York.
- Pradel, R., O. Gimenez & J.D. Lebreton. 2005. Principles and interest of GOF tests for multistate capture-recapture models. *Animal Biodiversity and Conservation* 28: 189-204.
- R Development Core Team. 2009. *R: a language and environment for statistical computing*. The R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rabiu, S. & R.K. Rose. 2004. Crop damage and yield loss caused by two species of rodents in irrigated fields in northern Nigeria. *Int. J. Pest Manage.* 50: 323-326
- Roodbergen, M., C. Klok & H. Schekkerman. 2008. The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. *Ardea* 96: 207-218.
- Salvig, J.C., S. Asbirk, J.P. Kjeldsen, P.A.F. Rasmussen, A. Quadé, J. Frikke & E. Christophersen, 1997. Coastal waders in Guinea-Bissau, aerial survey results and seasonal occurrence on selected low water plots. *Wader Study Group Bulletin* 84: 33-38
- Schaub, M., R. Pradel, L. Jenni & J.D. Lebreton. 2001. Migrating animals stop over longer than usually thought: an improved capture-recapture analysis. *Ecology* 82: 852-859.
- Schekkerman, H. & de groep RAS Ljip. 2007. Over de overleving van Friese Kieviten: RAS Ljip 2000-2006.
- Schroeder, J., P.M. Lourenço, M. van der Velde, J.C.E.W. Hooijmeijer, C. Both & T. Piersma. 2008. Sexual dimorphism in plumage and size in Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa*. *Ardea* 96: 25-37.
- Shimada, T. 1999. Comparison of the food abundance for wintering geese by the difference of harvesting methods in rice fields near Lake Izunuma-Uchinuma. *Strix* 17: 111-117 (in Japanese with English summary).
- Shuford, W.D., G.W. Page & J.E. Kjelson. 1998. Patterns and dynamics of shorebird use of California's Central Valley. *Condor* 100: 227-244.
- SOVON 2002. *Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2002*. - Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Stafford, J.D., R.M. Kaminski, K.J. Reinecke & S.W. Manley. 2006. Waste rice for waterfowl in the Mississippi Alluvial Valley. *J. Wildlife Manage.* 70: 61-69.
- Thompson, P.S & W.G. Hale. 1993. Adult survival and numbers in a coastal breeding population of Redshank *Tringa totanus* in northwest England. *Ibis* 135: 61-69.
- Thorup, O. (comp.). 2006. *Breeding waders in Europe 2000*. International Wader Studies 14. International Wader Study Group. UK.
- Tourenq, C., R.E. Bennetts, H. Kowalski, E. Vialet, J.-L. Lucchesi, Y. Kayser & P. Isenmann. 2001. Are rice fields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France? *Biol. Conserv.* 100: 335-343.

- Tréca, B. 1975. Les oiseaux d'eau et la riziculture dans le delta du Sénégal. L'Oiseau et R.F.O. 45 (3): 259-265.
- Tréca, B. 1984. La Barge à queue noire (*Limosa limosa*) dans le Delta du Sénégal; régime alimentaire, données biométriques, importance économique. L'Oiseaux et R.F.O. 54 (3), 247-262.
- Tréca, B. 1994. The diet of Ruffs and Black-tailed Godwits in Senegal. Ostrich 65: 256-263.
- Trolliet, B. & Fouquet, M. 2004. Wintering waders in coastal Guinea. Wader Study Group Bulletin 103: 56-62.
- Tsachalidis, E.P. & V. Goutner. 2002. Diet of the White Stork in Greece in relation to habitat. Waterbirds 25: 417-423.
- Teunissen, W., H. Schekkerman & F. Willems 2005. Predatie bij weidevogels. Op zoek naar de mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand. Sovon-onderzoeksrapport 2005/11. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen. Alterra, Wageningen.
- Valle, R. & F. Scarton. 1998. Status and distribution of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* breeding along Mediterranean coasts. Wader Study Group Bulletin 86: 26-30.
- van de Pol, M. 2006. State-dependent life-history strategies: a long term study on Oystercatchers. Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- van Gils, J.A., P. Edelaar, G.B. Escudero & T. Piersma. 2004. Carrying capacity models should not use fixed prey density thresholds: a plea for using more tools of behavioural ecology. Oikos 104: 197-204.
- van Groenigen, J.W., E.G. Burns, J.M. Eadie, W.R. Horwath & C. van Kessel. 2003. Effects of foraging waterfowl in winter flooded rice fields on weed stress and residue decomposition. Agr. Ecosyst. Environ. 95: 289-296.
- Van Noordwijk, A. J. & D. L. Thomson. 2008. Survival rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* breeding in The Netherlands, estimated from ring recoveries. Ardea 96: 47-57.
- Wernham, C.V., M.P. Toms, J.H. Marchant, J.A. Clarck, G.M. Siriwardena & S.R. Baillie (eds.) 2002. The Migration Atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser, London.
- White, G. C. & K.P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird Study 46: 120-139.
- Zwarts, L., P. van Beukering, B. Kone & E. Wymenga. 2005. The Niger, a lifeline, Effective water management in the Upper Niger Basin. RIZA, Lelystad / Wetlands International, Sévaré / Institute for Environmental studies (IVM), Amsterdam / A&W ecological consultants, Veenwouden. Mali / The Netherlands.
- Zwarts, L., R.G. Bijlsma, J. van der Kamp & E. Wymenga 2009. Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.

Bijlage 1 Key- sites geordend naar land en gebied

Per gebied is weergegeven voor welke soort het gebied van belang is (soort: kievit, grutto, tureluur en/of scholekster). Daarnaast is weergegeven de nationale en internationale beschermingsstatus (hoog/high, gedeeltelijk/partial, laag/low geen/none en onbekend/unknown). Voor 23 mogelijke bedreigingen is voor elk gebied weergegeven of deze bedreiging hoog/high, intermediair/medium of laag/low is. Indien een bedreiging niet voorkomt op een key-site dan is dit weergegeven met (x). Als er geen informatie over de bedreiging is dan is dit weergegeven met n/a (not available) of u (unknown).

Country	key sites	soort	national (protection status)	international (protection status)	abandonment/reduction of land management	deforestation (commercial)	afforestation	intensive forest management	selective logging/cutting	extraction industry	disturbance to birds	firewood collection	forest grazing	aquaculture fisheries	recreation tourism	agricultural intensification	drainage	dredging canalisation	infrastructure	unsustainable exploitation	industrialization urbanisation	groundwater abstraction	other construction/impact or dyke/dam/barrage	filling in of wetlands	natural events consequences or anthropic introductions
Albania	Karavasta complex	K	Partial	High	x	m	x	x	x	x	m	l	l	x	m	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Denmark	Wadden Sea-Denmark	ST	High	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	m	m	x	x	m	x	m	m	x	x	x	x
France	Baie de l'Aiguillon et Pointe d'Arcay	G	Low	partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	h	x	h	h	x	x	x	x	x
France	Baie de l'Orne	S	Partial	High	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	h	x	x	x	h	m	x	x	x	x	x
France	Baie des Veys	S	Low	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	m	x	x	x	h	x	h	x	x	x
France	Baie du Mont Saint Michel	SG	Partial	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
France	Barthes de l'Adour	K	Partial	Low	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	m	l	x	x	x	l	x	x	m	x	x
France	Basses Vallées Angevines	KG	Low	High	x	x	h	m	x	l	x	x	x	x	h	h	x	x	m	m	x	x	x	x	x
France	Bassin d'Arcachon et Banc d'Arguin	G	Partial	Partial	x	x	x	x	x	l	x	x	x	x	h	x	x	x	x	m	l	x	l	h	x
France	Camargue	KG	Partial	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	h	x	x	x	x	x	x
France	Confluent des Vallées de la Meuse et de la Chiers	K	None	None	x	x	h	m	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	m	x	x	x	x	x	x
France	Estuaire de la Gironde: marais de la rive	T	Partial	None	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	x	x	x	h	x	x	x	x	x

Country	key sites																											
		soort	national (protection status)	international (protection status)	abandonment/reduction of land management	deforestation (commercial)	afforestation	intensified forest management	selective logging/cutting	extraction industry	disturbance to birds	firewood collection	forest grazing	aquaculture fisheries	recreation tourism	agricultural intensification	drainage	dredging canalisation	infrastructure	unsustainable exploitation	industrialization urbanisation	groundwater abstraction	other construction/impact of dyke/dam/barrage	filling in of wetlands	natural events	consequences or animal/plant introductions		
	nord																											
France	Estuaire Seine	KT	Partial	Low	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	h	h	h	x	x	x	h	x	x	
France	Etangs dans region Argenton-Château	K	Unknown	Unknown	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
France	Etangs de la Brenne	K	Low	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	x	x	x	x	m	x	x	x	x	x	x	x	
France	Etangs Montpelliérains	G	Low	Low	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	h	x	h	x	x	h	h	x	x	
France	Ile d' Oléron, marais de Brouage-Saint-Agnant	G	Partial	partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	h	x	m	h	x	x	x	x	x	x	x	
France	Ile de Re	G	Partial	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	m	x	x	x	m	x	x	x	x	h	x	x	
France	Lac du Der-Chantecoq et étangs latéraux	K	Partial	High	x	x	x	m	x	x	x	x	x	x	m	h	x	x	h	l	m	x	x	x	x	x	x	
France	Littoral de Pas-de-Calais	S	Unknown	Unknown	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
France	Littoral Dunkerquois	S	Unknown	Unknown	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
France	Littoral Picard	S	Unknown	High	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
France	Loire Amont	K	Unknown	Unknown	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
France	Marais d' Olonne	GT	Low	None	x	x	x	m	x	x	x	x	x	x	m	x	x	x	x	x	l	x	x	x	x	x	x	
France	Marais de Brière	G	Low	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	m	l	m	x	x	l	x	x	x	x	m	x	x	
France	Marais entre Crau: et Grand Rhône	G	None	None	x	x	x	x	x	x	x	x	x	m	h	h	x	x	h	m	h	x	x	x	x	x	x	
France	Marais littoraux de Charente-Maritime, dont R.N. d' Yves	G	None	Partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	x	x	x	m	h	x	x	x	x	x	x	
France	Marais poitevin et baie de l'Aiguillon	K	Low	Partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	h	x	h	h	x	x	x	x	x	x	x	
France	Petit Camargue fluvio-lacustre	G	Low	Partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	x	x	x	m	h	x	h	x	x	x	x	
France	Résèrve Naturelle de Moeze (Charente-Seudre)	G	Partial	Partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	h	h	x	m	h	x	x	x	x	x	x	x	
France	Sud-Loire	K	Unknown	Unknown	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
France	Vallée de la Saône de Corre à Broye	K	None	None	x	x	m	l	x	x	x	x	x	x	h	x	m	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Germany	Elbe marshes between Stade and Otterndorf	G	Partial	Partial	x	x	x	x	x	x	u	x	x	x	x	u	x	x	x	x	x	x	x	u	x	x	x	
Germany	Lower Rhine	K	None	Partial	x	x	x	x	l	h	h	x	x	x	m	h	h	m	h	h	h	h	x	m	l	x	x	
Germany	Wadden Sea-Lower Saxony	SKT	Partial	Partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	u	u	x	x	x	x	x	x	x	u	x	x	x	x	
Germany	Wadden Sea-Schleswig-Holstein	SKT	Partial	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	u	u	x	x	x	x	x	x	x	u	x	x	x	x	

Country	key sites																										
		soort	national (protection status)	international (protection status)	abandonment/reduction of land management	deforestation (commercial)	afforestation	intensified forest management	selective logging/cutting	extraction industry	disturbance to birds	firewood collection	forest grazing	aquaculture fisheries	recreation tourism	agricultural intensification	drainage	dredging canalisation	infrastructure	unsustainable exploitation	industrialization urbanisation	groundwater abstraction	other construction/impact or dyke/dam/barrage	filling in of wetlands	natural events consequences or animal/plant introductions		
Greece	Messolonghi Lagoon	T	Partial	Partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	l	x	h	m	x	x	m	h	x	x	h	m	x	x
Ireland	Dundalk Bay	S	Partial	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	l	x	l	x	x	x	x	m	x	x	x	x	x	l
Ireland	Shannon & Fergus Estuary	K	None	High	x	x	x	x	x	x	m	x	x	l	x	x	x	x	x	x	m	x	x	x	m	x	m
Ireland	Shannon Callows	K	None	High	x	x	x	x	x	x	m	x	x	l	x	x	x	x	x	x	m	x	x	x	m	x	m
Lithuania	Nemunas river delta	G	High	High	x	x	x	x	x	m	m	x	x	m	h	m	h	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Mali	Fleuve Niger: Downstream the Inner Delta	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mali	Inner Niger Delta	G	Low	Low	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mali	Lac Horo	G	High	High	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mali	Timisobo-Képagou	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mauritania	Aftout es Sâheli	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mauritania	Banc d' Arguin	T	High	High	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mauritania	Chott Boul	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mauritania	Lac d' Aleg	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mauritania	Lac de Magta Lahjar	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mauritania	Podor-Bogue. Vallee du Senegal	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Mauritania	Rosso Total	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Morocco	Merja Zerga: Kenitra	G	High	High	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Drenthe Province	K	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Flevoland Province	K	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Friesland Province	K	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Gelderland Province	K	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Groningen Province	K	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Ilperveld, Varkensland & Twiske	G	Partial	None	x	x	x	x	x	x	m	x	x	x	m	x	m	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Netherlands	Noord Holland Province	K	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Oostvaardersplassen	G	High	High	x	x	x	x	x	x	l	x	x	x	l	x	x	x	x	x	x	x	m	x	x	m	x
Netherlands	Oostzanerveld	G	Partial	None	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	m	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Netherlands	Rhine-Maas-Schelde delta	SKGT	Partial	Partial	x	x	x	x	x	u	m	x	x	h	u	u	x	u	u	x	u	x	x	u	x	x	x

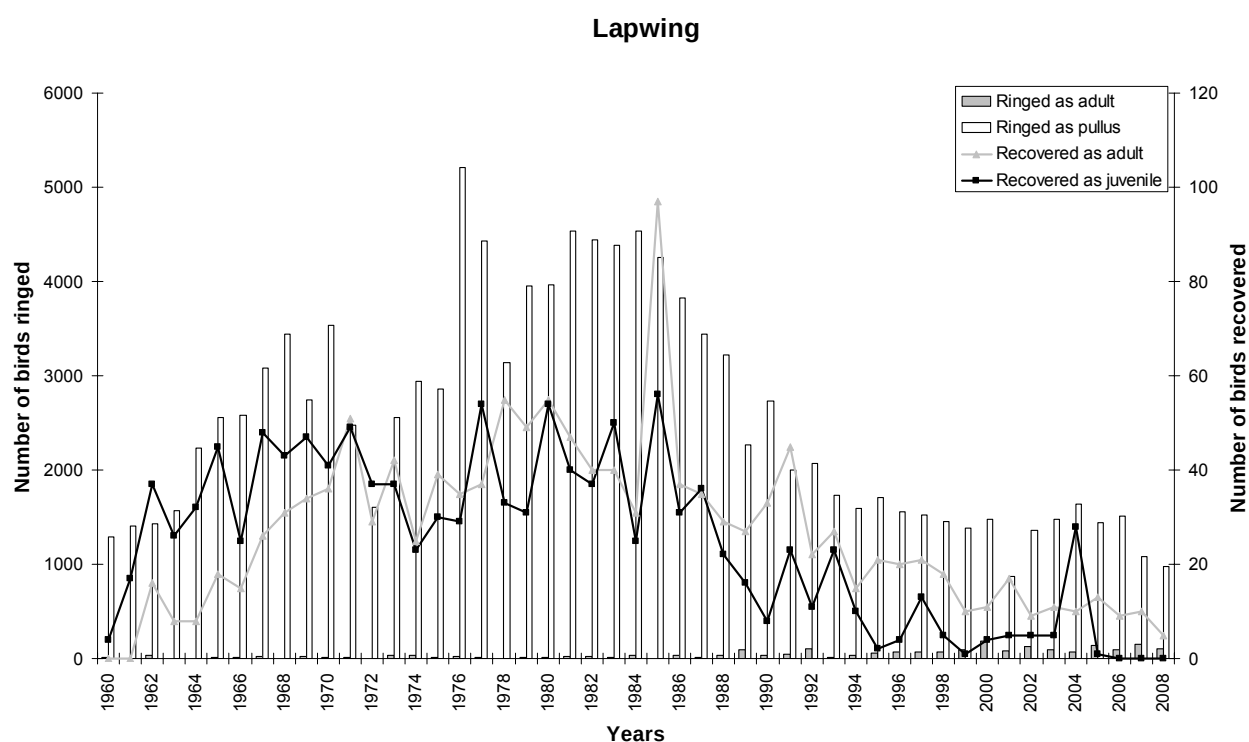
Country	key sites	soort	national (protection status)	international (protection status)	abandonment/reduction of land management	deforestation (commercial)	afforestation	intensified forest management	selective logging/cutting	extraction industry	disturbance to birds	firewood collection	forest grazing	aquaculture fisheries	recreation tourism	agricultural intensification	drainage	dredging canalisation	infrastructure	unsustainable exploitation	industrialization urbanisation	groundwater abstraction	other construction/impact or dyke/dam/barrage	filling in of wetlands	natural events consequences or animal/plant introductions
Netherlands	Utrecht Province	K	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Netherlands	Wadden Sea-The Netherlands	SKGT	Partial	High	x	x	x	x	x	l	m	x	x	h	m	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Netherlands	Wormer- and Jisperveld	G	Partial	None	x	x	x	x	x	x	m	x	x	x	m	x	m	x	x	x	m	x	h	x	x
Niger	Fleuve Niger. Labbezanga-Niamey (before 1985)	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Niger	Fleuve Niger. Niamey-Gaya (before 1985)	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Nigeria	Niger: Gaya-Kainji dam	G	Low	None	x	u	x	u	x	x	x	x	x	u	x	u	x	x	x	u	x	x	x	x	x
Portugal	Estuário Do Sado	G	Partial	High	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	l	l	x	m	l	x	m	l	x	x	l
Portugal	Estuário Do Tejo	G	Partial	High	x	x	x	x	x	x	m	x	x	m	x	m	x	l	h	x	h	x	x	x	h
Portugal	Ria De Faro	G	Partial	High	x	x	x	x	x	x	h	x	x	h	h	m	x	m	x	h	h	m	l	x	m
Romania	Danube delta	T	High	High	x	x	x	x	x	x	m	x	x	x	x	m	h	h	x	m	x	x	h	x	x
Russia	Salt lakes in the Primorsko-Akhtarsk area	T	None	None	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	u	x	x	x	u	x	x	u	x	x
Russia	Suskanski Nature Reserve	K	High	None	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	x	x	x	x	x	x	x
Russia	Zaonezh' ye	K	Partial	None	x	h	x	h	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Senegal	Lac de Guiers in Louga	G	None	None	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	u	x	u	u	x	x
Senegal	Ndiael	G	Partial	Partial	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Senegal	Parc National des Oiseaux de Djoudj	G	High	High	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Senegal	Parc National du Delta du Saloum	T	High	High	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Senegal	Senegal river delta	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Senegal	Zic des Djeuss et environs (Total)	G	None	None	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Spain	Arrozal De Hato Blanco (Se)	G	Partial	Partial	x	x	l	x	x	x	x	x	x	m	m	h	x	x	h	m	m	h	x	x	h
Spain	Arrozales De Puebla Y Villafranco (Se)	G	Partial	Partial	x	x	l	x	x	x	x	x	x	m	m	h	x	x	h	m	m	h	x	x	h
Spain	Brazo De La Torre Y Cantaritas (Se)	G	Partial	Partial	x	x	l	x	x	x	x	x	x	m	m	h	x	x	h	m	m	h	x	x	h
Spain	Brazo De Los Pobres	G	Partial	Partial	x	x	l	x	x	x	x	x	x	m	m	h	x	x	h	m	m	h	x	x	h
Spain	Cádiz Bay	G	Partial	Low	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	m	x	l	x	x	h	h	x	m	x	h
Spain	Caño Del Guadiamar Pnd (H)	G	Partial	Partial	x	x	l	x	x	x	x	x	x	m	m	h	x	x	h	m	m	h	x	x	h
Spain	Del Palacio A La Algaída (H)	G	Partial	Partial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	h	m	x	l	x	x	h	h	x	m	x	h

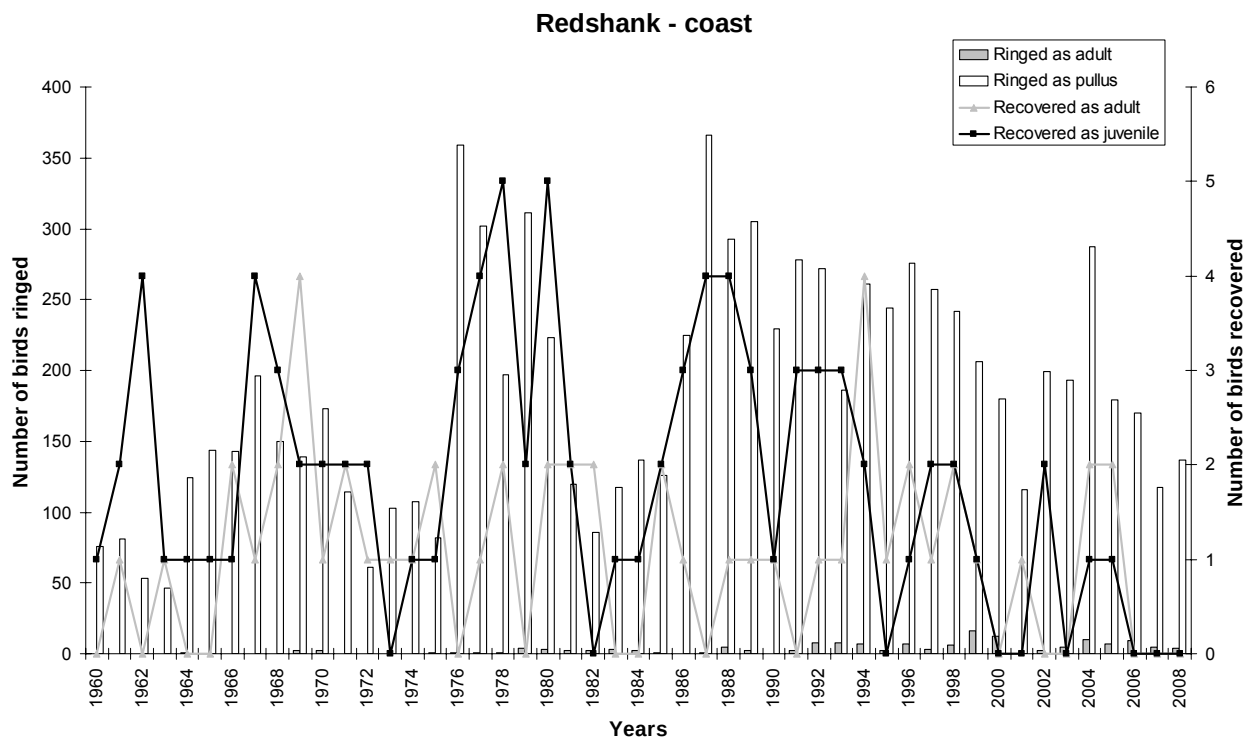
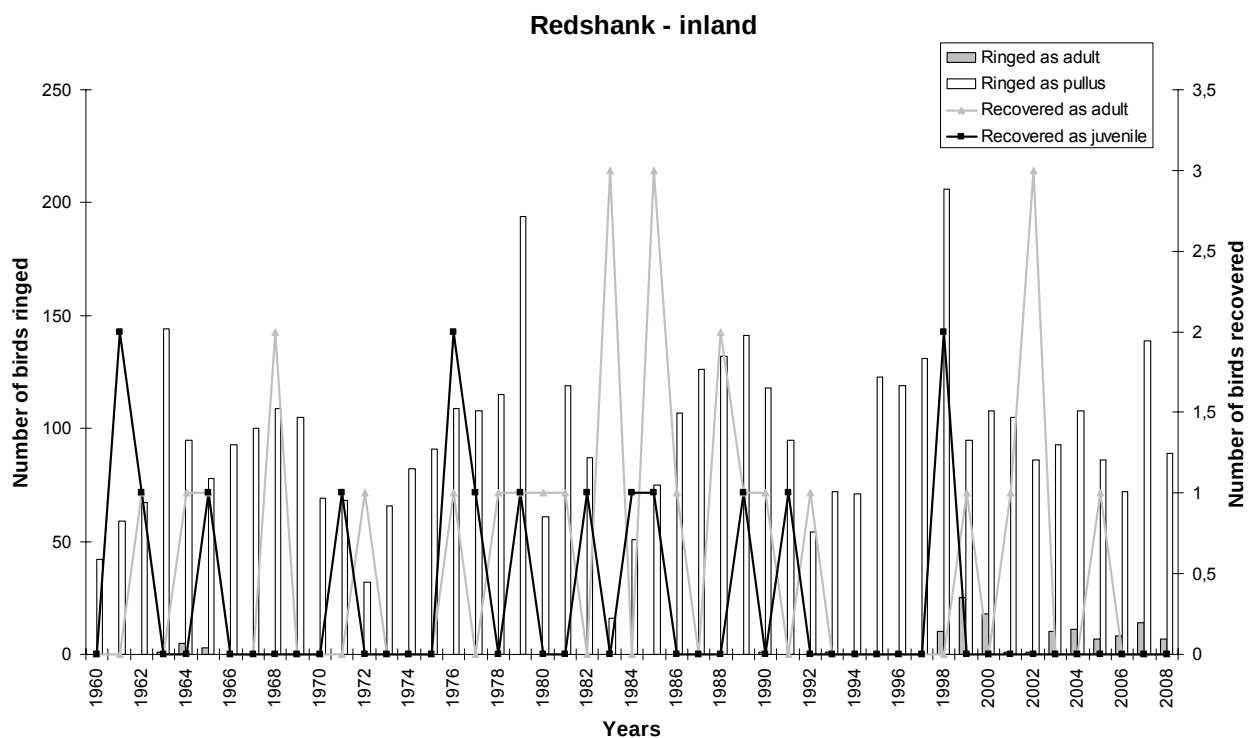
Country	key sites																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								</
---------	-----------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	----

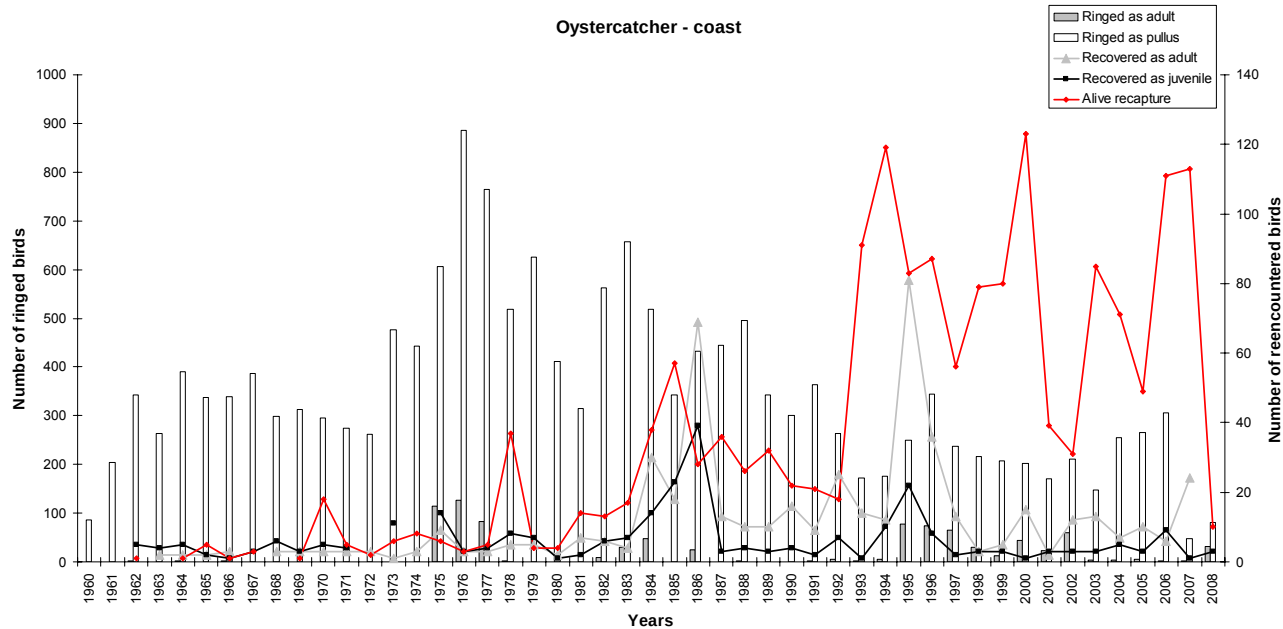
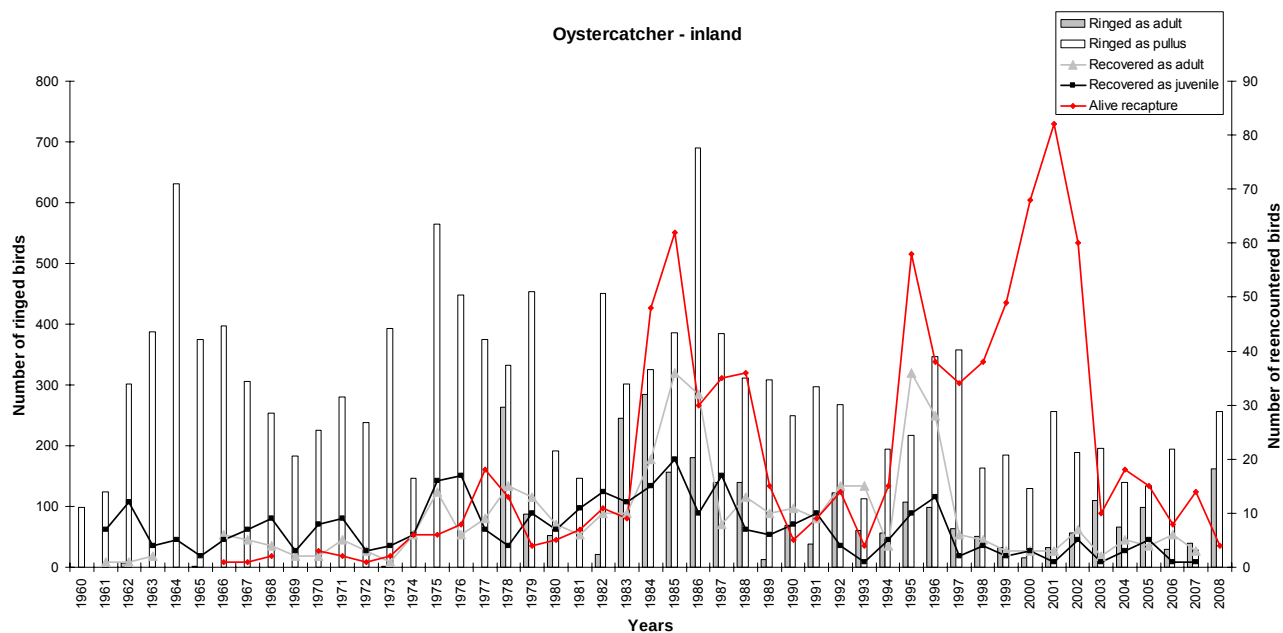
Country	key sites																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																	</
---------	-----------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	----

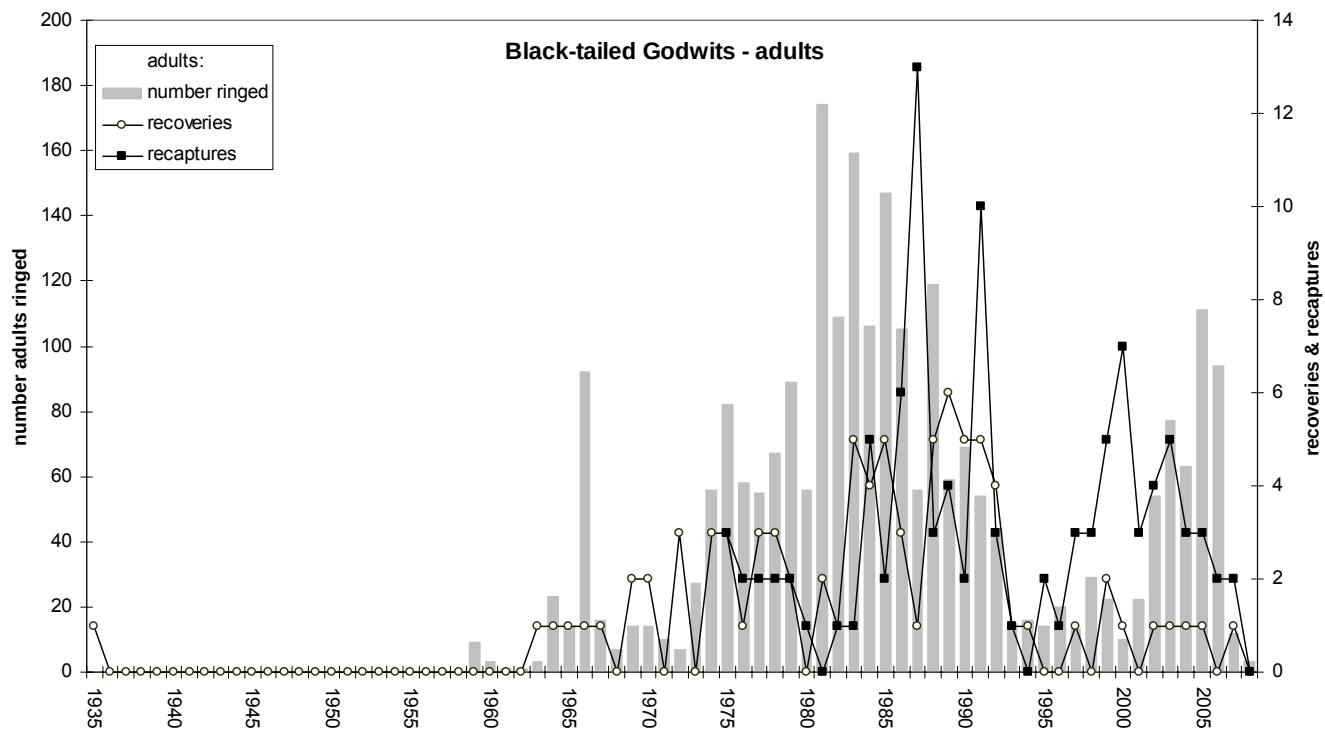
Bijlage 2 Aanvullende figuren bij hoofdstuk 3 (additional figures for chapter 3)

Plots of the number of ringed birds, of dead recoveries, of alive recapture per year, species and regions.









Bijlage 3 Detailed model structure (chapter 3)

To account for the two seasons we coded the encountered histories with three states (alive, dead during non breeding season and dead during breeding season, figure S1). For each occasion (i.e. year) every individual was coded in one of the three states if it was observed or 0 if not. Dead recoveries are season dependent. Survival during each season is considered as two successive steps in transition matrices. The corresponding matrices are shown in figure S2. For species with only dead recoveries available we fixed the probability of capture alive after the first capture to 0. For Lapwing, because of low amount of data, recoveries rates were fixed according to Schekkerman (2008) who previously estimated recovery rates for this species using all the recovery data (i.e. non freshly and early recoveries of pullus). For other species recovery rates were modelled according to results of GOF tests.

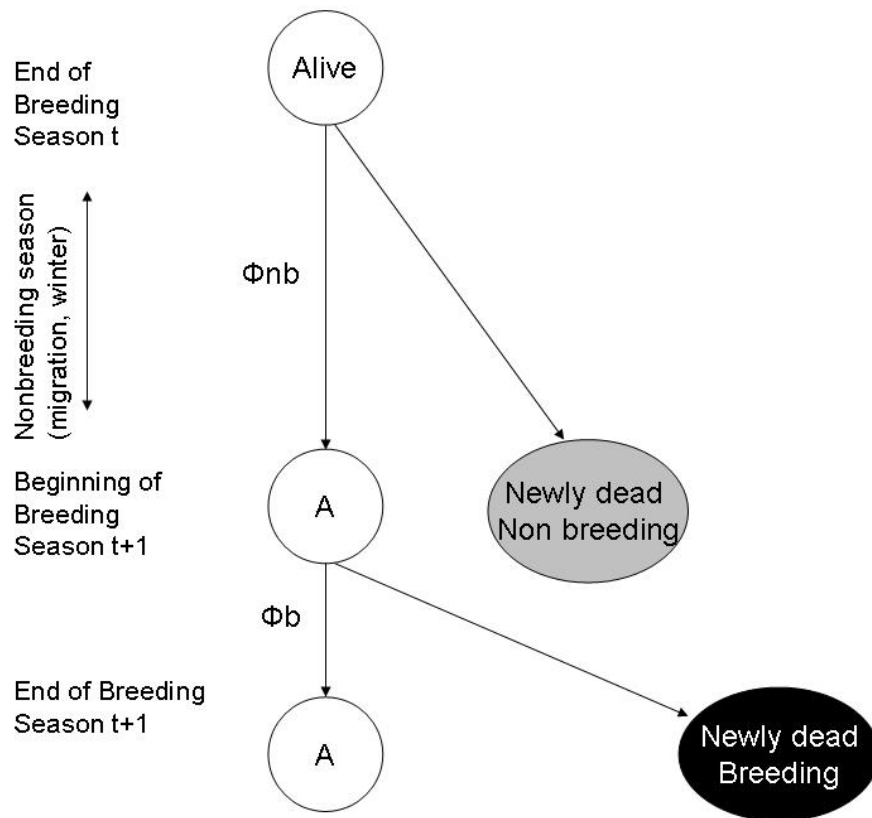


Figure S1: Scheme of the two step formulation of the survival transition. □: survival. nb: non-breeding season. b: breeding season.

Initial state	$\begin{pmatrix} \mathbf{A} & \mathbf{Dnb} & \mathbf{Db} \\ 1 & 0 & 0 \end{pmatrix}$				
Step 1: survival during non breeding season		To alive state	To newly dead states		To permanent dead state
	From state	<u>A</u>	<u>Dead nb</u>	<u>Dead b</u>	<u>D</u>
	A	Φnb	*	0	0
	Dnb	0	0	0	1
	Db	0	0	1	0
	D	0	0	0	1
		$\left(\begin{array}{c} \mathbf{A} \\ \mathbf{Dnb} \\ \mathbf{Db} \\ \mathbf{D} \end{array} \right)$			
Step 2: survival during breeding season		To alive state	To newly dead states		To permanent dead state
	From state	<u>A</u>	<u>Dead nb</u>	<u>Dead b</u>	<u>D</u>
	A	Φb	0	*	0
	Dnb	0	1	0	0
	Db	0	0	0	1
	D	0	0	0	1
		$\left(\begin{array}{c} \mathbf{A} \\ \mathbf{Dnb} \\ \mathbf{Db} \\ \mathbf{D} \end{array} \right)$			
Reporting rate		Not seen	To alive	To newly dead	
	From state		<u>A</u>	<u>Dnb</u>	<u>Db</u>
	A	*	p	0	0
	Dnb	*	0	rn b	0
	Db	*	0	0	rb
	D	*	0	0	0
		$\left(\begin{array}{c} \mathbf{A} \\ \mathbf{Dnb} \\ \mathbf{Db} \\ \mathbf{D} \end{array} \right)$			

Figure S2: matrices used in E- Surge.